



**Rita Maria Sequeira  
Pombo Marques**

**Águas residuais da lavagem dos camiões de recolha  
de resíduos sólidos urbanos**





**Rita Maria Sequeira  
Pombo Marques**

**Águas residuais da lavagem dos camiões de recolha  
de resíduos sólidos urbanos**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e co-orientação do Professor Doutor José de Jesus Figueiredo da Silva, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

## **o júri**

presidente

**Profa. Dra. Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda**

professora associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

vogais

**Profa. Dra. Ana Paula Duarte Gomes**

professora auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. José de Jesus Figueiredo da Silva**

professor auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. Cheng Chia-Yau**

professor auxiliar convidado do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

## **agradecimentos**

Aos meus orientadores, Professora Doutora Ana Paula Gomes e Professor Doutor José Figueiredo, por toda a ajuda e apoio dado ao longo da elaboração deste trabalho.

À Eng.<sup>a</sup> Ana Moreira, ao chefe de serviços e colegas de trabalho da SUMA, SA - Centro de Serviços de Aveiro, pelo que me ensinaram e pelo carinho com que me acolheram.

À minha família e amigos que, com todo o carinho e empenho, e principalmente paciência, me ajudaram a encontrar o equilíbrio nos momentos mais complicados. Obrigada por estarem sempre presentes...

E por fim, a todas as pessoas que, de um modo ou de outro, contribuíram para a realização desta Dissertação de Mestrado, um muito obrigada.

**palavras-chave**

Lavagem de viaturas de recolha de RSU; Consumos de água; SBR; Reutilização da água; radiação UV; desidratação de lamas.

**resumo**

Perante a evidência de elevados consumos de água potável, utilizada na lavagem dos meios e equipamentos de uma empresa privada de recolha de resíduos sólidos urbanos (RSU), em prestação de serviços no Município de Aveiro, e o pouco conhecimento sobre os níveis e tipos de contaminação do efluente daí resultante, tendo em conta a necessidade de reduzir significativamente os custos financeiros decorrentes desse consumo e verificar o cumprimento dos parâmetros previstos no normativo legal para o lançamento na rede pública municipal de esgotos, surgiu a necessidade de conhecer e equacionar devidamente a problemática e identificar metodologias, procedimentos e técnicas para a solução dos problemas.

A partir de um esforço de monitorização dos consumos, da observação das práticas e procedimentos e da realização de diversos trabalhos laboratoriais, num quadro de análise da literatura e do estado actual do conhecimento, e pelo confronto com as práticas em diferentes sistemas municipais e empresas desta área de prestação de serviços, foi possível chegar a dois tipos de conclusões:

- a necessidade de alteração de rotinas, o reforço da formação profissional e responsabilização de colaboradores, a elaboração e aplicação de manuais específicos de boas práticas;

- a necessidade da instalação de equipamentos que assegurem o tratamento dos efluentes, tendo-se concluído pela vantagem na opção SBR, a instalação de tecnologias de desinfecção das águas residuais, com recurso à radiação UV, método que não gera subprodutos susceptíveis de impedir uma sugerida reutilização das águas recuperadas, e ainda o tratamento por desidratação das lamas geradas, e a sua valorização por compostagem, ou deposição em aterro.

**keywords**

Washing MSW collection cars; consumptions of water; SBR; water reuse; UV radiation; dehydration of sludge.

**abstract**

Faced with the evidence of high consumption of potable water, used in washing facilities and equipments to a private company for the collection of municipal solid waste (MSW), providing services in the Município de Aveiro, and minimal knowledge on the levels and types of contamination of the resulting effluent, taking concept the need to significantly reduce the financial costs of consumption and verify compliance with the parameters laid down in legal regulations for the launch in the public network municipal sewers, the need arose to meet and address the issue properly and identify methods, procedures and techniques for the solution of these problems.

From an effort to monitor the consumption, the observation of the practices and procedures and the completion of various laboratory work within a framework of analysis of literature and the current state of knowledge, and the confrontation with the practices in various systems and municipal enterprises of that area of services, it was possible to reach two kinds of conclusions:

- the need of change in routines, strengthening vocational training and empowerment of employees, the preparation and implementation of specific manual of good practice;
- the need of the installation of equipment to ensure the treatment of effluents and has completed the advantage on the option SBR, the installation of technology for disinfection of wastewater, using the UV radiation, which does not generate byproducts that may prevent a suggested reuse of water recovered, and the treatment of sludge generated by dehydration, and its appreciation for composting, or deposition in landfill.

## Índice

Índice de Figuras

Índice de Tabelas

Abreviaturas

Nomenclatura

I. Introdução	1
II. Diagnóstico sobre as Operações de Lavagem das Viaturas de Recolha de RSU's	5
1. Caracterização da empresa	5
2. Procedimentos	7
3. Metodologia	9
4. Dados/Consumos	10
5. Caracterização do efluente	11
6. Identificação de Problemas	13
7. Boas Práticas/Redução de Consumos	15
8. Práticas Actuais – Situação	16
9. Tópicos relevantes para análise e discussão	19
III. Aplicação do Reactor Descontínuo Sequencial ao tratamento de água das lavagens das viaturas de recolha de RSU's	22
1. Estado Actual dos Conhecimentos	22
1.1. Fundamentos do Tratamento Biológico	22
1.1.1 Objectivos e Definições Úteis	22
1.1.2. Os Microorganismos no Tratamento de Efluentes	24
1.2. Tipos de Processos de Tratamento Biológico	25
1.3. Reactor Descontínuo Sequencial - SBR	27
1.3.1. As 5 fases de um ciclo	28
1.3.2. Condições de Operação	31
1.3.3. Vantagens	33
1.3.4. Desvantagens	34
1.3.5. Descrição do equipamento	34
1.4. Lamas em excesso – um resíduo	35

1.5. Reutilização da Água	37
1.6. Tecnologias de Desinfecção	41
1.6.1. Desinfecção por Cloro	44
1.6.2. Desinfecção por Ozono	51
1.6.3. Desinfecção por Radiação Ultravioleta	56
2. Métodos Experimentais	63
2.1. Parâmetros de controlo	63
2.1.1. Carência Bioquímica de Oxigénio	63
2.1.2. Carência Química de Oxigénio	64
2.1.3. Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis	65
2.1.4. Nutrientes	66
2.1.5. Substâncias Tensioactivas	68
2.1.6. Óleos e Gorduras	69
2.2. Métodos de análise	69
3. Resultados da Operação da Unidade SBR à Escala laboratorial	70
3.1. Descrição da Unidade à Escala de Laboratório	70
3.2. Ensaio Preliminar	71
3.3 Ensaaios da Unidade SBR	72
3.4. Resultados	74
3.5. Dimensionamento de um SBR para aplicação ao caso de estudo	78
3.5.1 Condições de Operação	79
3.5.2. Cálculo do volume do tanque	79
3.5.3. Cálculo dos parâmetros de dimensionamento	80
IV. Conclusões	89
Glossário	91
Bibliografia	
ANEXO I - Inquérito	i
ANEXO II – Circuito Hidráulico	iii
ANEXO III - Guião tipo para a elaboração do Manual de Boas Práticas	v
ANEXO IV – Folha de análises pelo laboratório da SERUrb	vii



## Índice de Figuras

Figura 1. Lavagem dos camiões de recolha de RSU's nas instalações da SUMA,SA	8
Figura 2. Mangueiras pulverizadoras de detergente e desinfectante/desengordurante	8
Figura 3. Consumos médios diários de água durante o ano de 2005/2006	10
Figura 4. Consumos médios diários de água durante o ano de 2006/2007	11
Figura 5. Zona junto aos rodados dos camiões antes da lavagem	13
Figura 6. Zona junto aos rodados dos camiões após a lavagem	13
Figura 7. Gráfico representativo da frequência da lavagem das viaturas de recolha de RSU's, nas diferentes entidades	17
Figura 8. Gráfico representativo da preocupação em registar os consumos de água, por parte das entidades	17
Figura 9. Gráfico representativo da monitorização do efluente gerado na lavagem das viaturas de recolha de RSU's, por parte das entidades	18
Figura 10. Gráfico representativo do destino final do efluente gerado na lavagem das viaturas de recolha de RSU's, por parte das entidades	18
Figura 11. Sequência de um ciclo de operação de SBR	29
Figura 12. Aspecto da lama após desidratação	36
Figura 13. Estrutura típica do sabão	68
Figura 14. Fase de enchimento, unidade de laboratório (Universidade de Aveiro)	72
Figura 15. Fase de decantação, unidade de laboratório (Universidade de Aveiro)	72
Figura 16. Formação de algas nos reactores, unidade de laboratório (DAO – Universidade de Aveiro)	73
Figura 17. Clarificado e lamas sedimentadas, unidade de laboratório (DAO – Universidade de Aveiro)	74
Figura 18. Gráfico da variação de CQO na alimentação e nos clarificados ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2	75
Figura 19. Gráfico da variação de Sólidos Suspensos Totais na alimentação e nos clarificados ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2	76
Figura 21. Sólidos filtrados, da alimentação e dos clarificados	76
Figura 22. Gráfico da variação de concentração de Lamas nos reactores e da variação das percentagens de remoção, ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2	77
Figura 23. Gráfico de distribuição normal; cálculo do maior caudal passível de ocorrer num ano	80

## Índice de Tabelas

Tabela 1. Frota do Centro de Serviços de Aveiro	7
Tabela 2. Parâmetros Físico-químicos analisados no efluente de entrada	23
Tabela 3. Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento	32
Tabela 4. Tipos de reutilização da águas e suas restrições	40
Tabela 5. Mecanismos de desinfecção de cada tecnologia	44
Tabela 6. Propriedades das águas residuais capazes de afectar o processo de cloragem	48
Tabela 7. Vantagens e desvantagens da utilização do cloro na desinfecção da água	50
Tabela 8. Vantagens e desvantagens da utilização do ozono na desinfecção da água	55
Tabela 9. Efeitos das propriedades das águas residuais na desinfecção por radiação UV	59
Tabela 10. Vantagens e desvantagens da utilização da radiação UV na desinfecção da água	61
Tabela 11. Comparação das principais tecnologias de desinfecção	62
Tabela 12. Procedimentos experimentais e locais onde foram efectuada as análises	70
Tabela 13. Fases do ciclo de 24 horas de operação do SBR	72
Tabela 14. Condições operatórias do SBR	73
Tabela 15. Parâmetros Físico-químicos analisados nos clarificados 1 e 2	78
Tabela 16. Características do efluente de entrada e da biomassa	81
Tabela 17. Valores calculados para os parâmetros de dimensionamento	88

## Abreviaturas

ADN	Ácido desoxirribonucleico
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
DAO	Departamento de Ambiente e Ordenamento
ETAL	Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
F/M	<i>Food to mass ratio</i>
INR	Instituto Nacional dos Resíduos
LER	Lista Europeia de Resíduos
MO	Microorganismos
OD	Oxigénio Dissolvido
RAS	<i>Return Activated Sludge</i>
RS	Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>
SIRER	Sistema Integrado de Registo Electrónico de Resíduos
SMA	Serviços Municipalizados de Aveiro
SUMA	Serviços Urbanos e Meio Ambiente
SMEWW	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
SRT	<i>Solids Retention Time</i>
SVI	<i>Sludge Volume Index</i>
UA	Universidade de Aveiro
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	Ultravioleta

### Nomenclatura

CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio total	mg. L <sup>-1</sup>
CBO <sub>sol</sub>	Carência Bioquímica de Oxigénio solúvel	mg. L <sup>-1</sup>
CQO	Carência Química de Oxigénio total	mg.L <sup>-1</sup>
CQO <sub>bio</sub>	Carência Química de Oxigénio biodegradável	mg.L <sup>-1</sup>
CQO <sub>bp</sub>	Carência Química de Oxigénio biodegradável particulado	mg.L <sup>-1</sup>
CQO <sub>part</sub>	Carência Química de Oxigénio particulado	mg.L <sup>-1</sup>
CQO <sub>sol</sub>	Carência Química de Oxigénio solúvel	mg.L <sup>-1</sup>
F/M	Carga orgânica	kg <sub>CBO</sub> .kg <sup>-1</sup> SST.d <sup>-1</sup>
f <sub>d</sub>	Fracção de massa celular que persistem como restos de célula	-
k <sub>d</sub>	Coeficiente de decaimento	g <sub>SSV</sub> . g <sup>-1</sup> <sub>SSV</sub> . d <sup>-1</sup>
L <sub>org</sub>	Carga volumétrica	kg <sub>CBO</sub> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
P <sub>X,bio</sub>	Biomassa como desperdício em termos de SSV	g.d <sup>-1</sup>
P <sub>X,SST</sub>	Produção diária de lamas em termos de SST	kg <sub>SST</sub> . d <sup>-1</sup>
P <sub>X,SSV</sub>	Produção diária de lamas em termos de SSV	kg <sub>SSV</sub> . d <sup>-1</sup>
Q	Caudal	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Q <sub>d</sub>	Caudal de decantação	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Q <sub>e</sub>	Caudal de enchimento	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
R <sub>O</sub>	Oxigénio necessário	kg. d <sup>-1</sup>
S	Concentração do substrato	mg. L <sup>-1</sup>
S <sub>0</sub>	Concentração inicial do substrato	mg. L <sup>-1</sup>
SRT	Tempo de retenção de sólidos	d
SST	Sólidos Suspensos Totais	mg. L <sup>-1</sup>
SST <sub>i</sub>	Sólidos Suspenos totais inertes	mg. L <sup>-1</sup>
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis	mg. L <sup>-1</sup>
SSV <sub>nb</sub>	Sólidos Suspensos Voláteis não biodegradáveis	mg. L <sup>-1</sup>

SVI	Sludge Volume Index	mL. g <sup>-1</sup>
T	Temperatura	°C
t <sub>a</sub>	Tempo total de arejamento	h. d <sup>-1</sup>
t <sub>d</sub>	Tempo de decantação	h
t <sub>e</sub>	Tempo de enchimento	h
t <sub>i</sub>	Tempo de <i>idle</i>	h
t <sub>r</sub>	Tempo de reacção	h
t <sub>s</sub>	Tempo de sedimentação	h
V ou V <sub>total</sub>	Volume total	m <sup>3</sup>
V <sub>d</sub>	Volume de decantação	m <sup>3</sup>
V <sub>e</sub>	Volume de enchimento	m <sup>3</sup>
V <sub>s</sub>	Volume de sedimentação	m <sup>3</sup>
X	Concentração de lamas	mg. L <sup>-1</sup>
X <sub>s</sub>	Concentração de lamas no volume sedimentado	mg. L <sup>-1</sup>
X <sub>SST</sub>	Concentração de lamas em termos de SST	mg. L <sup>-1</sup>
X <sub>SSV</sub>	Concentração de lamas em termos de SSV	mg. L <sup>-1</sup>
Y	Rendimento da biomassa (massa de células formadas por massa de substrato consumido)	g <sub>SSV</sub> . g <sup>-1</sup> <sub>CQObio</sub>
τ	Tempo de retenção hidráulico	h

### I. INTRODUÇÃO

A gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é uma problemática complexa, que está longe de ser equacionada em todas as suas variáveis.

E, se as últimas duas décadas se caracterizaram por mudanças efectivas, relacionadas com a problemática em causa, é certo que a nossa cultura social, embora cada vez mais urbana, não foi ainda capaz de interiorizar todos os comportamentos adequados, nomeadamente os ligados à redução, à reutilização e à reciclagem, revelando também uma consciência ainda incipiente dos perigos que o manuseamento menos cuidado destes resíduos pode constituir e das formas de poluição que os procedimentos pouco cuidados, decorrentes da recolha, transporte, confinamento e eliminação, podem originar.

Acresce que, em Portugal, a mera “importação” das práticas e das rotinas técnicas e procedimentais mais comuns nalgumas comunidades de referência na Europa, conjugada com factores climáticos específicos e com estruturas de exercício de direitos e deveres de cidadania ainda pouco consolidadas, conduz frequentemente a disfunções ambientais de maior gravidade do que a que lhes é reconhecida, e que, por isso mesmo, acabam por ter consequências sanitárias que, à partida, se supunham negligenciáveis. E, frequentemente, é o recurso água o mais afectado, embora o espectro da sua escassez seja já uma das principais ameaças das doutrinas apocalípticas de certos grupos ambientalistas mais pessimistas. Elemento insubstituível nas mais diversas actividades do homem, a água representa um recurso fundamental à vida, sendo ainda, uma componente fundamental da paisagem e do meio ambiente.

A qualidade da água, do ponto de vista ambiental, é avaliada pela quantidade de poluentes nela incorporados, e o seu grau de pureza ou de contaminação pode ser medido através das suas características físico-químicas e biológicas.

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas, por descargas de efluentes, não é justificável, não só por questões de ética ambiental mas também porque existe nos dias de hoje uma grande diversidade de tecnologias disponíveis para o tratamento e eliminação de contaminantes.

O crescimento da população urbana e das indústrias tem levado a um aumento significativo da poluição, conduzindo à acumulação de resíduos perigosos na água. Assim, o tratamento dos efluentes, urbanos e industriais, com vista à redução da

poluição, protecção do meio ambiente e da saúde pública tem vindo a atingir um importante peso em termos ambientais.

Por efluentes urbanos designa-se a água que, depois de ter sido utilizada, não está em condições próprias para consumo, juntamente com qualquer outra água que entra na rede de esgoto. Desta definição geral torna-se óbvio que a água pode ter sido sujeita a uma grande variedade de alterações, tanto quantitativas como qualitativas. Estes efluentes são, maioritariamente, de natureza orgânica e estão sujeitos a decomposição bacteriana. Também lançam na rede de colecta de águas residuais e, consequentemente, nos cursos de água, resíduos inorgânicos como, por exemplo, metais. Podem ainda conter elevadas concentrações de sedimentos que, ao atingirem o corpo de água do meio receptor, causam uma diminuição na transparência da água e alterações no substrato bentónico.

A composição das águas dos efluentes domésticos é extremamente complexa, devido ao elevado número e variedade de fontes contributivas. É, pois, importante conhecer as características químicas e físicas desses efluentes para se poder calcular o impacte que eles terão no meio receptor.

Uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) é certamente o destino mais adequado para estes efluentes, garantindo a saúde pública e a protecção dos recursos hídricos, de modo a evitar a sua contaminação. Assim, as ETAR têm como objectivo o tratamento final das águas residuais, permitindo uma possível reutilização destas, através de diferentes tipos de sistemas. Estes processos de tratamento devem acontecer em quatro fases:

- o tratamento preliminar, que inclui a obra de entrada e onde são eliminados os sólidos grosseiros, flutuantes e sedimentáveis de grandes dimensões, assim como algumas gorduras que possam estar presentes no efluente;
- o tratamento primário, constituído por decantadores onde sedimentam os sólidos que são posteriormente encaminhados para tratamento adequado (geralmente digestores de lamas);
- o tratamento secundário que dispõem de várias tecnologias, na sua maioria processos biológicos, com o objectivo de eliminar a matéria orgânica presente;
- e o tratamento terciário onde as águas são submetidas a processos de desinfecção e controlo de nutrientes, sendo que estes processos apenas ocorrem quando se pretende a reutilização das águas residuais.

É neste quadro de divulgação de conhecimento e de esforço de uma necessária sensibilização para a mudança, que tem vindo a ser protagonizado mais ou menos insistentemente por agentes tão diversos como autarquias, empresas e associações cívicas, que se inscrevem alguns esforços, nem sempre visíveis, da comunidade académica, para introduzir conhecimento de base científica, no suporte das decisões políticas e das práticas empresariais. Por outro lado, também a nova cultura empresarial, que passou a integrar preocupações de responsabilidade social e ambiental, a par da certificação de boas práticas e da monitorização de procedimentos correctos, concorre para a criação de um sistema interactivo que pretende objectivar soluções sustentáveis para problemas ambientais novos, que todos os dias assumem diferentes complexidades, em função da dinâmica das relações sociais e das novas exigências de níveis sanitários e de qualidade de vida. E uma das vertentes mais profícuas dessa interactividade pode ser construída no estabelecimento de protocolos de colaboração entre a Universidade e as empresas, tendo em vista uma melhor equação dos problemas e a busca de soluções tecnicamente possíveis e financeiramente sustentáveis, cujo significado pode ser entendido num quadro de soluções “ambientalmente amigáveis”.

Daí a motivação para a temática do presente trabalho, que, em última análise, visa aprofundar conhecimentos sobre algumas práticas e procedimentos decorrentes da recolha e transporte de RSU's, nomeadamente no que diz respeito à lavagem dos meios e equipamentos, e identificar novos aspectos da sua problemática, tendo em vista a eliminação ou mitigação dos seus possíveis efeitos nefastos, tanto ao nível estritamente “ambiental” como os de natureza económico-financeira, já que se trata sempre, como objectivo último, de garantir a sustentabilidade das actividades humanas.

Assim, os principais objectivos do projecto passam pela procura de técnicas alternativas/boas práticas de lavagem de modo a conseguir reduzir os elevados consumos de água associados à lavagem dos veículos de recolha, e pelo estudo de um processo de tratamento do efluente gerado nesta mesma operação, no sentido de cumprir os parâmetros de descarga impostos pelos SMA (Serviços Municipalizados de Aveiro) e tornar possível a reutilização desse efluente.

No seguimento dos objectivos deste trabalho, e presentes as características do efluente e do local de implementação, optou-se pelo estudo de um sistema de lamas activadas não convencional. O Reactor Descontínuo Sequencial (Sequencing Batch Reactor – SBR), é uma variante do sistema de lamas activadas, com algumas diferenças na maneira como é operado, que serão discutidas adiante. Estes reactores são



caracterizados pela sua aplicabilidade a caudais baixos e descontínuos de efluente de entrada, assim como pelo pouco espaço físico que ocupam. Estas foram, em síntese, as razões pelas quais se optou por este sistema: o facto de haver uma necessidade urgente de implementação de uma unidade de tratamento das águas residuais provenientes da lavagem dos camiões de recolha de RSU's num espaço muito reduzido nas instalações da SUMA, SA – Centro de Serviços de Aveiro, assim como o baixo caudal diário a tratar (aproximadamente  $20\text{m}^3/\text{dia}$ ) que é produzido descontinuamente, e ainda pelas características do efluente e objectivos finais de tratamento.

## **II. DIAGNÓSTICO SOBRE AS OPERAÇÕES DE LAVAGEM DAS VIATURAS DE RECOLHA DE RSU'S**

### **1. CARACTERIZAÇÃO DA EMPRESA**

Este trabalho foi desenvolvido com base no estudo do caso real relativo à recolha de RSU na área do Concelho de Aveiro, que é realizada em regime de contrato de prestação de serviços pela empresa SUMA. Ligada à área da promoção ambiental, a SUMA – Serviços Urbanos e Meio Ambiente, S.A. é uma empresa de prestação de serviços que opera ao nível dos sectores público e privado, por todo o país.

No âmbito da sua intervenção, destacam-se como principais actividades a recolha e transporte de resíduos sólidos para destino final adequado, e a limpeza urbana. A empresa está, também, equipada para fazer limpeza industrial e recolha e transporte de resíduos industriais.

Relativamente à recolha e transporte de resíduos sólidos existe uma diversidade de sistemas - Recolha Indiferenciada, Selectiva (Ecopontos) e Separativa (Porta-a-porta). Os resíduos especiais, como monos/monstros, cortes de jardim e entulhos, também fazem parte de um sistema de recolha específico, assim como os resíduos industriais. A sustentar o processo de Recolha de Resíduos existe igualmente o Fornecimento, Manutenção, Lavagem e Desinfecção de equipamentos de contentorização.

A Lavagem, Varredura e Limpeza por Aspiração constituem os principais serviços na área da Limpeza Urbana. Esta actividade pode englobar diversas práticas, como por exemplo, varredura mecânica ou manual, lavagem mecânica ou manual, corte de ervas e aplicação de herbicidas, limpeza por aspiração e limpeza superficial de cursos de água, entre outras. A limpeza das praias pertence também a este leque de serviços.

Dentro do Grupo SUMA, podem ainda encontrar-se sistemas de tratamento e valorização de resíduos, como aterros sanitários, estações de compostagem e centros de triagem. Uma vez que se torna necessário um controlo dos parâmetros ambientais o grupo recorre a laboratórios acreditados para análises e controlo de qualidade na área dos resíduos e águas (Laboratório da SERURb).

“Sensibilizar e Educar para despertar o sentido do exercício da Cidadania e resgatar a Qualidade de Vida das Populações”, é um dos objectivos desta empresa e para isso promove campanhas de sensibilização para o público em geral e para estratos mais

específicos, acções e programas de educação ambiental e unidades móveis de sensibilização (Lixotecas Itinerantes).

A empresa conta, a nível nacional, com aproximadamente 1849 trabalhadores, desde os directores aos cantoneiros de recolha e de limpeza e um conjunto de equipamentos composto por 387 viaturas pesadas, como camiões de recolha de RSU compactadores com diferentes capacidades (de 20m<sup>3</sup> a 5m<sup>3</sup>), viaturas lava-ruas e aspiradores/varredores, e unidades móveis de educação ambiental, entre outros. Possui ainda 312 viaturas ligeiras, tais como viaturas de recolha de RSU de 3m<sup>3</sup>, viaturas para aplicação de herbicida, tractores e máquinas de limpeza de praias e barcos para limpeza superficial de cursos de água; e 799 unidades em equipamentos diversos, desde caixas para recolha industrial a contentores. Até Outubro de 2006 o Grupo SUMA mantinha 38 contratos com municípios para Recolha de RSU e Limpeza Urbana, servindo assim uma população total de 1871825 habitantes.

O Centro de Serviços de Aveiro, com instalações na Zona Industrial da Taboeira, está certificado pelas normas da Qualidade ISO 9001:2000, do Ambiente ISO 14001:2004 e da Higiene e Segurança pelas NP 4397:2001 e OSHAS 18001:1999.

Actua em dois municípios: Aveiro e Oliveira do Bairro, sendo a população servida num total de 94324 habitantes, em que 73130 habitantes pertencem a Aveiro e 21194 a Oliveira do Bairro.

Os serviços prestados nestas áreas são:

- Recolha de RSU's
- Recolha de Monos/Monstros
- Limpeza Urbana (inclui a limpeza da rede urbana da Ria de Aveiro)
- Recolha Industrial

Este Centro de Serviços acolhe 97 trabalhadores, ao todo, e dispõe de uma frota constituída por 39 viaturas, com a seguinte tipologia:

**Tabela 1. Frota do Centro de Serviços de Aveiro**

<b>Tipo de Veículo</b>	<b>Nº Viaturas</b>
Veículo de recolha e compactador (20 m <sup>3</sup> )	5
Veículo de recolha e compactador (15 m <sup>3</sup> )	3
Veículo de recolha e compactador (10 m <sup>3</sup> )	2
Veículo Lava-Contentores	3
Veículo Lava-Ruas	1
Aspiradora	1
Varredora	4
Barco	2
Viaturas Ligeiras	5
Viaturas “AMPLIROLL”	3
Carrinha com elevador	2
Pick-up	2
Motos	6

## 2. PROCEDIMENTOS

As actividades de recolha de RSU's, lavagem de contentores e limpeza urbana são efectuadas segundo diferentes circuitos otimizados de forma a economizar tempo e combustível, cuja descrição consta do Mapa de Planeamento da empresa.

A Recolha de RSU's acontece diariamente (à excepção de Domingo) nos circuitos das cidades de Aveiro e Oliveira do Bairro, e duas a três vezes por semana nas periferias, em dois turnos distintos, das 23:00h até às 05:30h, ou das 06:00h até às 12:30h. Cada viatura transporta três trabalhadores, um motorista e dois cantoneiros de recolha que colocam o contentor no sistema de elevação da viatura para que este seja então manobrado de forma a despejar os resíduos na entrada da cuba (caixa, parte do camião onde são transportados os resíduos) onde são posteriormente empurrados e compactados por uma pá, existente no seu interior.

Após a recolha e transporte dos resíduos a destino final, o aterro sanitário da ERSUC localizado igualmente na Zona Industrial da Taboeira, os veículos de recolha deveriam passar, supostamente, pelo mecanismo de lavagem de rodados à saída do aterro sanitário, o que nem sempre se verifica, por negligência ou avaria, e regressam às instalações onde são lavados, diariamente. A lavagem é manual e ocorre em local

próprio, utilizando mangueiras de água com regulador de pressão e uma outra que pulveriza o detergente (de nome Petromach). Um dia por semana a cuba é desinfectada pulverizando o seu interior com um agente desinfectante (Ver Figuras 1 e 2.).



**Figura 1. Lavagem dos Camiões de Recolha de RSU's nas Instalações da SUMA,SA**



**Figura 2. Mangueiras pulverizadoras de detergente e desinfectante/desengordurante**

O serviço de lavagem de contentores é efectuado em viaturas próprias - Viatura Lava-Contentores - que em determinados dias da semana seguem os camiões de recolha e actuam no próprio local. Estas viaturas possuem um sistema de elevação dos contentores, que são lavados com jactos de água, tanto exterior como interiormente, durante 20 segundos. Antes da lavagem mecânica (na viatura) os contentores passam por uma etapa de limpeza manual, em que o seu exterior é esfregado com uma escova, embebida numa solução de detergente e água. Terminada a operação de lavagem, os contentores são recolocados no devido local e pulverizados, no interior e no exterior, com um agente desinfectante/desodorizante. Estes veículos dispõem de um tanque com capacidade para 8 m<sup>3</sup> de água, com uma membrana que separa a água limpa para lavar os contentores da água suja, resultante dessa lavagem. No final da actividade esta água é despejada directamente numa caixa de saneamento destinada, pelos Serviços Municipalizados de Aveiro (SMA), para esse fim.

Informações com mais detalhe sobre este assunto podem ser encontradas nos Regulamentos Procedimentais da empresa, mas sendo estes documentos internos não foi possível anexá-los ao presente estudo.

### **3. METODOLOGIA**

Para uma melhor identificação e compreensão dos problemas torna-se necessário recolher informação variada relativa às operações de lavagem e todas as outras actividades com ela relacionadas.

Para efeitos de informação e cumprimento de normas de qualidade e ambiente a empresa efectua registos diários de consumos de água. Existem vários contadores na empresa sendo que cada um contabiliza a água utilizada em diferentes actividades. A água usada para a lavagem das viaturas provém de um furo, sendo que esta é também destinada à rega dos espaços verdes das instalações, mas não está quantificada a influência deste aspecto na afluência de efluente. Os valores dos contadores são registados todos os dias e organizados por mês. Com estes registos foi possível chegar aos consumos mensais de água usada na lavagem das viaturas, agrupando os dados e com eles construindo gráficos representativos onde se facilita a visualização das variações nos consumos ao longo dos meses do ano.

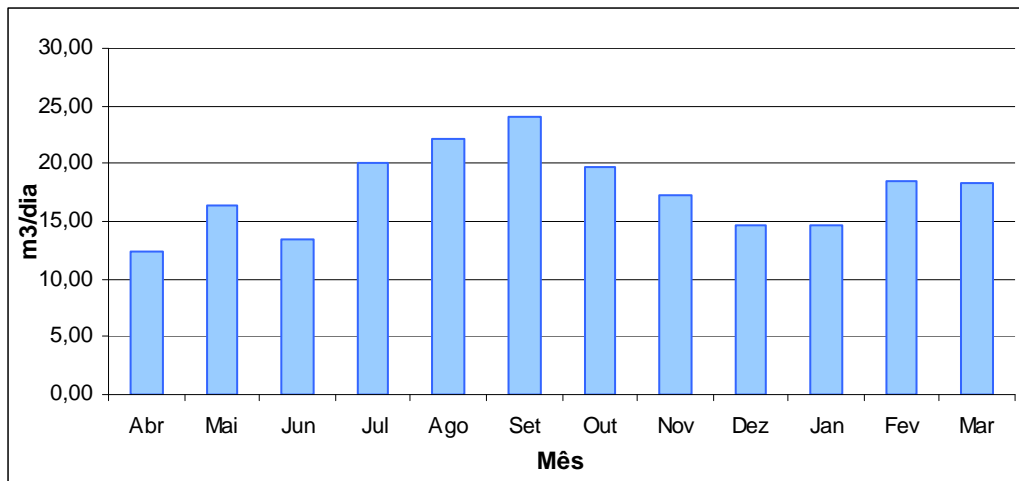
Esta água é, então, utilizada na lavagem das viaturas que gera aproximadamente a mesma quantidade de efluente, após a realização desta operação. É fundamental que se caracterize e analise este efluente, pois de outra forma não é possível conhecer os riscos/inconvenientes da sua descarga na rede de saneamento público. Estas informações são ainda importantes para o dimensionamento de um sistema de tratamento caso se verifique necessário. Desta forma, realizou-se a amostragem do efluente recorrendo a recipientes de vidro com diferentes volumes que foram introduzidos sob a fonte de efluente na altura em que ocorria a lavagem dos veículos. O ponto de amostragem seria o último tanque do circuito hidráulico, antes da descarga para a rede de saneamento público (ponto 6 da figura do Anexo II). Depois de fechados e etiquetados, os recipientes foram introduzidos numa mala com isolamento térmico e transportados até ao laboratório. De sublinhar que a geração de efluente é descontínua, ou seja, os veículos são lavados no período das 10h00 até às 19h00, com interrupção das 13h00 às 14h00, sendo que nas restantes horas não há lavagem logo não há geração de efluente.

A existência de diversos sistemas municipais e de múltiplas empresas de prestação de serviços na área da recolha de resíduos urbanos, sugeriu a verificação e confronto de metodologias e procedimentos usados nas operações de lavagem de veículos de recolha nos diferentes municípios do país. Para tal foi elaborado um inquérito (Anexo I), cujo objectivo era o conhecimento e a comparação das práticas actuais no nosso país, com os encontrados na empresa onde se efectuou o estudo. Desta forma, elaborou-se uma base de dados com um número significativo de municípios portugueses, cerca de dois terços, e os respectivos contactos de correio electrónico para onde foi enviado o inquérito. Como parece ser habitual neste tipo de recolha de dados por questionário, as respostas obtidas foram em número de 40, permitindo ainda assim extrair dados significativos sobre os diferentes procedimentos relacionados com a actividade em causa.

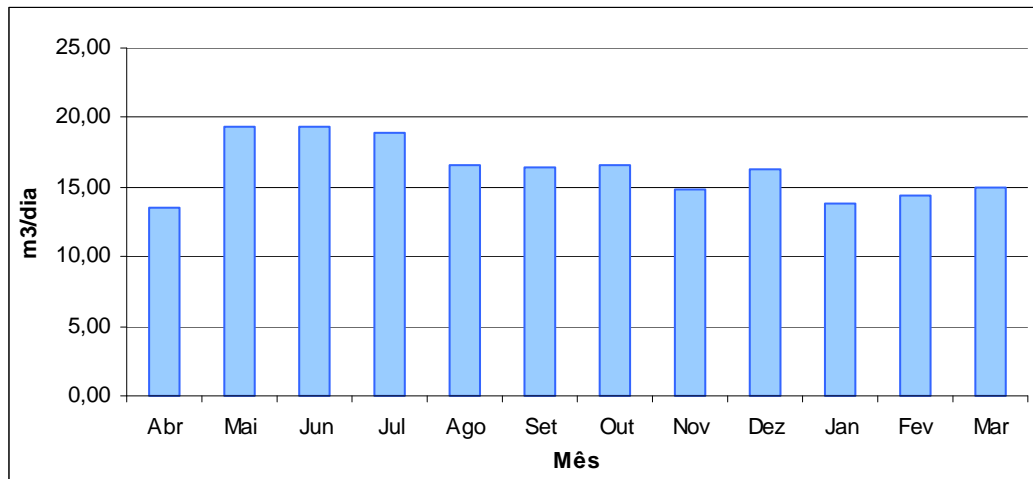
Houve ainda uma tentativa de se perceber o estado da situação noutros países da Europa através de pesquisa, maioritariamente em motores de busca electrónicos, mas apenas foi possível encontrar mecanismos avançados de lavagem de rodados dos camiões, equipamentos para instalação em aterros. Estas tecnologias funcionam com sistema de recuperação e reutilização de água e dizem-se bastante eficientes na lavagem dos rodados.

#### 4. DADOS/CONSUMOS

Os consumos de água são apresentados nos gráficos seguintes, elaborados a partir de dados fornecidos pela empresa, onde se pode observar a sua distribuição ao longo do ano representando caudais médios diários.



**Figura 3. Consumos médios diários de água durante o ano de 2005/2006**



**Figura 4. Consumos médios diários de água durante o ano de 2006/2007**

Pela análise dos gráficos apresentados pode-se observar um aumento nos consumos durante os meses mais quentes, que pode ser justificado pelo facto de alguma da água contabilizada ser usada para a rega dos espaços verdes das instalações. Porém, não é evidente essa relação, se considerarmos também os aumentos registados em meses como Março ou Maio. É assim provável que a variação fique a dever-se a outros factores, como o factor humano. Em qualquer circunstância, são valores elevados de consumo de água de qualidade potável para um uso menos exigente.

Os consumos de detergente foram contabilizados apenas durante os meses de Novembro e Dezembro de 2006 e Janeiro de 2007, o que impede uma comparação mais rigorosa. Verificou-se, de qualquer forma, que estes rondam valores entre 0,220 e 0,280 m³/dia.

## **5. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE**

O efluente a tratar provém da lavagem da frota de veículos usados na prestação de serviços que abrange os concelhos de Aveiro e Oliveira do Bairro. Inicialmente foram efectuadas análises no laboratório acreditado da SERURb, com o objectivo de caracterizar o efluente em termos dos parâmetros analíticos. Desta forma estudaram-se os principais parâmetros analisadores da qualidade da água, que são: Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>), Carência Química de Oxigénio (CQO), teor de Substâncias Tensioactivas, óleos e gorduras, pH, Sólidos Suspensos Totais (SST) e



Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Azoto Amoniacal e Fósforo. Mais informações sobre os parâmetros são apresentadas mais à frente no presente trabalho.

Os resultados da caracterização do efluente da lavagem das viaturas de recolha podem ser observados na Tabela 2.

Com o conhecimento destes parâmetros foi possível avaliar o efluente e pensar num sistema de tratamento que se apresentasse mais adequado para o tipo de efluente, o modo descontínuo como ele é gerado e para as condições locais.

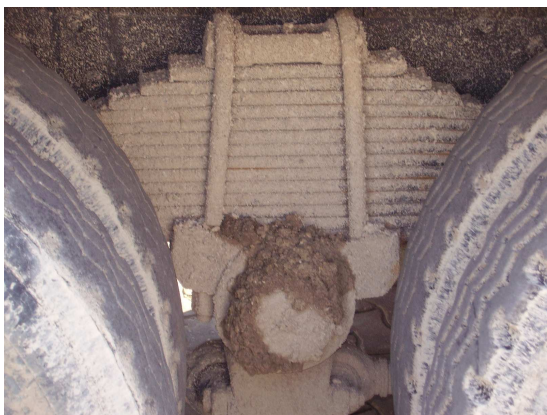
Os valores dos parâmetros podem variar em diferentes condições, por exemplo, o factor clima afecta de forma muito importante as características do efluente a tratar. Num dia de chuva, por exemplo, há uma probabilidade muito mais elevada de haver uma maior quantidade de sólidos suspensos, relativamente à que se poderia verificar num dia de sol, isto porque com a chuva o piso fica enlameado e uma vez que a descarga dos resíduos no aterro acontece directamente na célula em cima dos resíduos já depositados, aos rodados dos camiões agrega-se mais sujidade.

**Tabela 2. Parâmetros Físico-químicos analisados no efluente de entrada**

Parâmetro	Valor	VLE* <sup>1</sup>	Unidades
CBO <sub>5</sub>	1080	400	mg O <sub>2</sub> /L
CQO	1820	1000	mg O <sub>2</sub> /L
Substâncias Tensioactivas	5,1	2,0	mg sulfato de laurilo/L
Óleos e Gorduras	12	150	mg/L
Temperatura de leitura do pH	19	35	°C
pH	6,7	6,5 – 8,5	Escala de Sorensen
SST	430	350	mg/L
SSV	85	---	mg/L
Azoto Amoniacal	38	1600	mg N /L
Fósforo	4,37	---	mg P /L

\*<sup>1</sup>VLE – Valor Limite de Emissão, informação pelos SMA – Serviços Municipalizados de Aveiro.

As Figuras 5 e 6 mostram a zona junto aos rodados dos camiões, antes da lavagem e após a lavagem respectivamente.



**Figura 5. Zona junto aos rodados dos camiões antes da lavagem**



**Figura 6. Zona junto aos rodados dos camiões após a lavagem**

O objectivo destas imagens é mostrar a sujidade que se agrega ao camião ao longo do seu percurso e, mediante os consumos já representados, a limpeza que se consegue após a lavagem dos mesmos.

Outro factor que tem de ser levado em conta é o da constituição dos resíduos transportados, uma variável que não pode ser controlada.

Os valores dos parâmetros físico-químicos que observamos na Tabela 2 estão claramente fora dos parâmetros admitidos pelos SMA para descarga na rede de saneamento público, à excepção do pH e da temperatura, e dos óleos e gorduras, este último devido à presença de um separador de hidrocarbonetos no circuito hidráulico (Anexo II). Foi este facto importante e preocupante que conduziu à proposta e elaboração do presente estudo.

### **6. IDENTIFICAÇÃO DE PROBLEMAS**

Uma observação reflexiva das rotinas e procedimentos de lavagem mais comuns nesta empresa, permite-nos, desde logo, identificar uma problemática diversificada, mas com evidentes e preocupantes relações causa-efeito:

- Um excessivo consumo de água potável;
- Decorrente dos consumos de água, está a geração de significativos caudais de efluente, com elevadas cargas orgânicas e altos teores de tensioactivos;

-Associada à geração destes efluentes está a necessidade da sua monitorização, de forma a garantir a compatibilidade com as normas previstas para o seu lançamento na rede de colectores públicos e permitir o seu tratamento;

- Não menos significativo no desnivelamento da relação actual custo-benefício destes procedimentos, está a elevada incorporação de mão de obra, que embora não qualificada, não deixa por isso de significar um custo financeiro directo, a juntar a outros custos indirectos, derivados da frequente rotatividade dos meios humanos afectados, com consequências na qualidade do serviço e no controlo de custos.

- Por fim, a inexistência de 'Manual de Procedimentos' ou 'Normas técnicas', enquanto directivas da empresa, que determinem com clareza todos os passos (quem, como, quando, onde...) a realizar pelos agentes, e as margens de decisão responsabilizada que lhes permitam adaptar os procedimentos de rotina às situações em concreto, tendo sempre em vista otimizar o custo benefício no uso dos recursos, garantindo sempre padrões de qualidade de serviço conjugada com metas/objectivos de redução de custos.

Analisando os problemas referidos, parece desde logo necessário ensaiar uma técnica de lavagem suportada numa menor quantidade de água e com recurso à sua reutilização. Tal objectivo poderia assentar numa diminuição da frequência das lavagens, sem pôr em causa a qualidade do serviço, o que, além de garantir uma redução nos consumos de água e detergente, gerava menos efluente. Para isso seria necessário, entre outras condições, que o aterro onde são depositados os resíduos sólidos urbanos recolhidos pelos camiões, disponibilizasse sempre lavagem mecânica de rodados à saída, com um sistema de reutilização das águas, o que era uma preciosa ajuda uma vez que, e principalmente nos dias de chuva, os rodados dos camiões apresentam-se completamente envolvidos por uma camada de sujidade muito difícil de retirar - para além da lama, proveniente das terras de cobertura, o facto de os camiões passarem por cima do lixo já depositado na célula do aterro quando vão descarregar agrava substancialmente as características desses resíduos, aumentando a frequência e a dificuldade na sua remoção e lavagem. Será, pois, necessário que a gestão do aterro passe a garantir as condições técnicas adequadas – cais de descarga geral fora do espaço das células e lavagem de rodados na portaria.

Em relação à técnica de lavagem actualmente praticada, esta apenas utiliza água e detergente, projectados através de mangueiras de pressão, sem o uso simultâneo de qualquer tipo de escova, não sendo portanto exercida qualquer acção física sobre a sujidade, para além da que resulta exclusivamente da pressão da água. A utilização de

escovas para auxiliar fisicamente a remoção e lavagem poderia ser um passo importante na diminuição do consumo de água, bem como a instalação de simples redutores de caudal, que não influenciam os níveis de pressão e garantem reduções significativas nos consumos. Mas nesta solução, que assenta exclusivamente num processo manual de lavagem dos camiões, sem recurso a qualquer tipo de automatismo, é difícil garantir a permanência dos operadores, dadas as condições duras de operação, o tamanho considerável da frota de veículos a lavar e a pouca qualificação da tarefa. A elevada rotatividade dos operadores impede o aperfeiçoamento das técnicas e o afinamento de procedimentos mais correctos e dificulta qualquer tentativa de descentralização de responsabilidade de análise e decisão nos operadores, fundamental para uma cuidada gestão operacional dos meios e recursos.

Seria, pois, de considerar a instalação de equipamento de “escovagem mecânica”, com recuperação/reutilização das águas, depois de equacionado o custo/benefício, em todas as variáveis consideradas para uma efectiva sustentabilidade.

### **7. BOAS PRÁTICAS/REDUÇÃO DE CONSUMOS**

Considera-se que a existência de um “Manual de Boas Práticas” deve decorrer do Plano Ambiental da empresa, consagrando normas e princípios cujo respeito e prática garantirão níveis elevados de segurança no local de trabalho e contribuirão para consolidar a sua responsabilidade ambiental e social.

As áreas a abranger devem ser diversificadas, indo para além do objecto e da estrita missão da empresa. Água, energia, resíduos, efluentes, ruído, qualidade do ar, substâncias perigosas... são algumas dessas áreas.

Ao estabelecer esse código de “boas práticas” e, sobretudo ao formar e estimular continuamente os seus colaboradores para o seu domínio e integração na rotina diária, a empresa estará a assumir as suas responsabilidades na óptica do desenvolvimento sustentável, demonstrando um papel activo nas comunidades onde desenvolve a sua actividade, colaborando com os parceiros de negócio, as autoridades e instituições na protecção do ambiente.

No caso particular da SUMA, S.A. – Centro de Serviços de Aveiro, deve ser dada atenção reforçada às rotinas ligadas ao uso de veículos, manuseamento de contentores e outros equipamentos de uso comum nos serviços que estão cometidos à empresa. Também a limpeza e manutenção dos referidos equipamentos deve merecer atenção especial na elaboração do Manual, já que importa sobretudo racionalizar e garantir o uso

eficiente de recursos escassos, como a água ou a energia, bem como a segurança dos colaboradores que manuseiam produtos químicos cujos riscos devem estar perfeitamente identificados, divulgados e prevenidos.

Uma vez que a eficácia, na operação de lavagem dos veículos de recolha, não está tanto no caudal usado mas sim na pressão de água da mangueira, um exemplo para a redução nos consumos de água poderá ser o uso de redutores de caudal. Estes equipamentos, além de terem um custo insignificante, quando aplicados nas mangueiras reduzem o caudal mantendo a pressão da água. Este é apenas um exemplo entre muitas outras ideias que podem ser adoptadas para a redução dos consumos de recursos.

Naturalmente que o primeiro passo será o levantamento minucioso de todas as situações e a elaboração de um diagnóstico.

Sugere-se um Guião tipo (Anexo III) para a sua elaboração, sendo que a sua estrutura e conteúdos deverão dar resposta às necessidades identificadas no diagnóstico prévio.

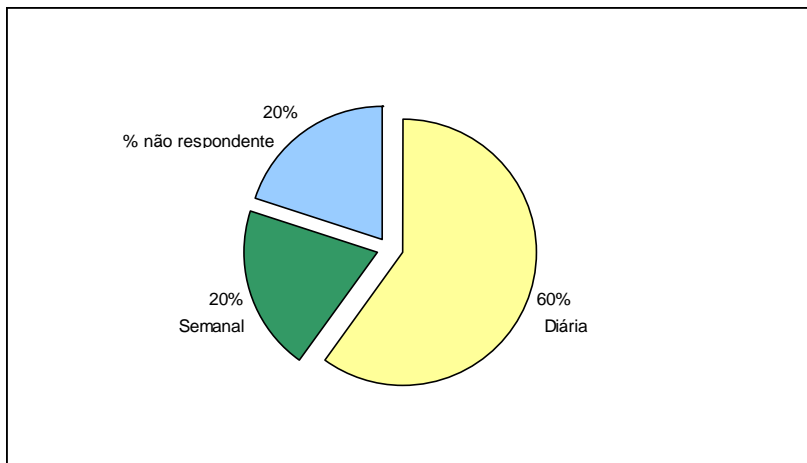
Sugere-se, ainda, a combinação de texto simples e imagens apelativas para ilustrar os procedimentos descritos.

A monitorização dos níveis de cumprimento e a formação contínua dos colaboradores são fundamentais para o sucesso do “Manual”.

### **8. PRÁTICAS ACTUAIS - SITUAÇÃO NACIONAL**

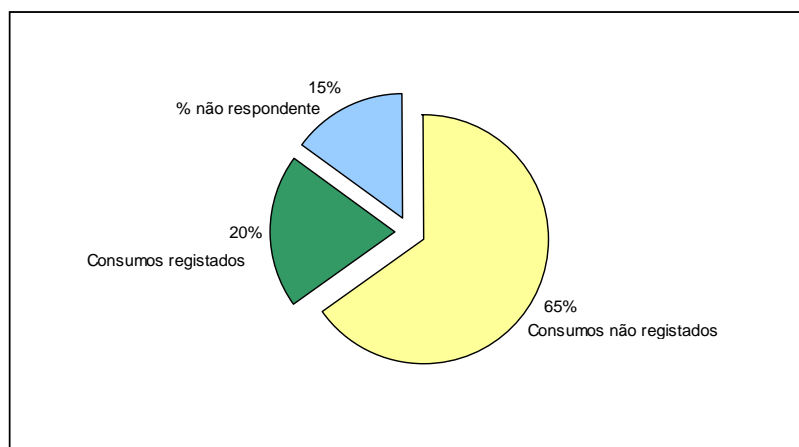
Com o objectivo de fazer o ponto da situação nacional quanto aos procedimentos sobre lavagem de veículos de recolha de RSU e tratamento dos efluentes provenientes dessa prática, fez parte deste trabalho a realização de um inquérito, como referido anteriormente, aos municípios de todo o país, assim como às empresas privadas ou multimunicipais, que efectuem a recolha nas diferentes regiões de Portugal.

De, aproximadamente, 246 inquéritos que foram enviados, obtiveram-se apenas resposta de 40 entidades. Das respostas obtidas, 60% afirmaram que a lavagem dos camiões era efectuada diariamente, sendo que 20% responderam que esta acontece semanalmente. As restantes apresentaram-se sem resposta (Figura 7).



**Figura 7. Gráfico representativo da frequência de Lavagem das Viaturas de Recolha de RSU's, nas diferentes entidades**

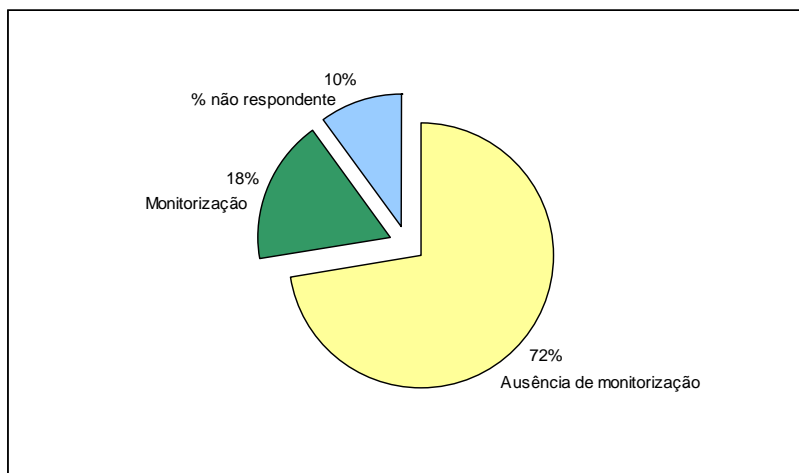
Relativamente aos consumos de água, apenas 20% afirmaram fazer um controlo da água consumida na lavagem dos camiões, sendo que uma maioria de 65% afirma não ter registos destes consumos.



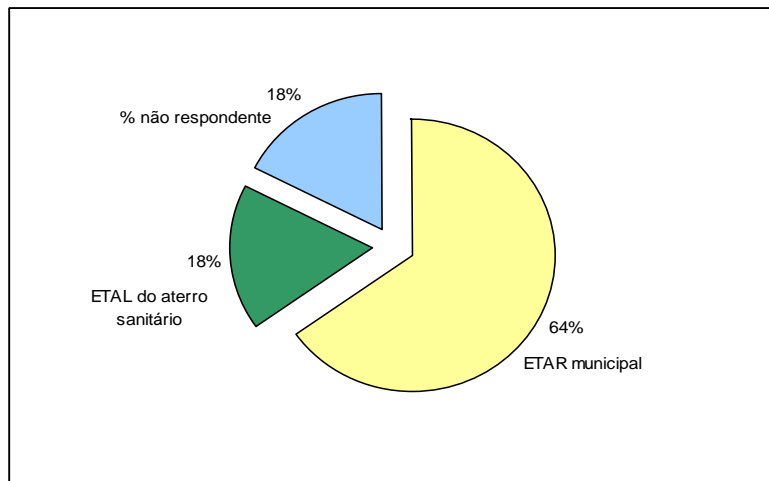
**Figura 8. Gráfico representativo da preocupação de registo de consumos de água, por parte das entidades**

Quanto à monitorização da qualidade do efluente os valores mostram que no geral esta não é feita (72,5%), sendo que apenas 17,5% das entidades efectuem análises periódicas ao efluente (Figura 9). O mesmo acontece relativamente à descarga e tratamento do efluente gerado na lavagem, em que 65% das entidades enviam este efluente para a rede de saneamento público para serem tratadas na ETAR (Estação de

Tratamento de Águas Residuais) municipal sem qualquer tipo de pré-tratamento (algumas referem a existência de redes, no circuito hidráulico, para reter os sólidos de maiores dimensões) e apenas 17,5% envia o efluente para o aterro sanitário para ser tratado na ETAL (Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes). Estes dados estão representados na Figura 10.



**Figura 9. Gráfico representativo da monitorização do efluente gerado na lavagem das viaturas**



**Figura 10. Gráfico representativo sobre o destino final do efluente gerado na lavagem das viaturas de recolha de RSU's**

Desta breve avaliação pode-se concluir que o panorama nacional não é o melhor - este problema parece ainda não o ser para a maior parte das entidades, tanto relativamente aos consumos de água, uma que vez que a maioria lava os seus veículos

diariamente e não faz um controlo da água que se gasta no processo, assim como relativamente ao efluente que é gerado, pois raras são as entidades que fazem a monitorização da sua qualidade assim como poucos são os efluentes que são encaminhados para tratamento adequado.

### **9. TÓPICOS RELEVANTES PARA ANÁLISE E DISCUSSÃO**

- Número de viaturas/equipamentos de limpeza urbana sujeitos a lavagem - 31
- Frequência das recolhas – dois turnos diários, excepto domingos
- Frequência de lavagens – diária
- Tipo de procedimento – manual, com utilização de detergente e recurso a pressão
- Utilização de agente desinfectante - semanal
- Lançamento directo das águas de lavagem dos contentores na rede pública de saneamento
- Registo de consumos de água – diário
- Variação mensal de consumos – impossível determinar causas objectivas
- Caracterização do efluente – análise laboratorial
- Variação dos valores dos parâmetros – causas meteorológicas
- Valores dos parâmetros físico-químicos claramente fora dos parâmetros admitidos pelos SMA para descarga na rede de saneamento público
- Consumo elevado de água de qualidade potável em operações de lavagem
- Geração de significativos caudais de efluente, com elevadas cargas orgânicas e altos teores de tensioactivos
- Elevada incorporação de mão-de-obra no procedimento de lavagem
- Frequente rotatividade dos meios humanos afectados, com consequências na qualidade do serviço e no controlo de custos
- Inexistência de 'Manual de Procedimentos' ou 'Normas técnicas' específicos para operações de lavagem
- Realização de um inquérito aos municípios e empresas privadas ou multimunicipais - 246 inquéritos enviados, 40 respostas



- Apenas 20% fazem controlo da água consumida na lavagem dos camiões, 65% afirma não ter registos destes consumos.
- Monitorização da qualidade do efluente não é feita em 72,5% dos casos; apenas 17,5% efectua análises periódicas ao efluente
- 65% das entidades enviam este efluente para a rede de saneamento público para serem tratadas na ETAR municipal sem qualquer tipo de pré-tratamento ; apenas 17,5% envia o efluente para o aterro sanitário para ser tratado na ETAL.

### III. APLICAÇÃO DO REACTOR DESCONTÍNUO SEQUENCIAL AO TRATAMENTO DA ÁGUA DA LAVAGEM DOS VEÍCULOS DE RECOLHA DE RSU'S

#### 1. ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS

##### 1.1. Fundamentos do Tratamento Biológico

Os processos biológicos são usados como principal tratamento secundário de efluentes. Estes processos dependem da acção de microorganismos, reproduzindo, numa unidade de tratamento projectada, os fenómenos biológicos que ocorrem na natureza.

##### 1.1.1. Objectivos e Algumas Definições Úteis

Os objectivos do tratamento biológico passam pela transformação (oxidação) da matéria biodegradável, dissolvida no efluente, em produtos mais aceitáveis, acumulação/agregação de sólidos coloidais em suspensão e não sedimentáveis em flocos biológicos ou biofilme, transformação ou remoção de nutrientes como o azoto e o fósforo, e em alguns casos, pela remoção de compostos orgânicos específicos.<sup>36</sup>

Os principais processos usados neste tipo de tratamento podem ser classificados consoante a sua função metabólica. Assim, um processo biológico que ocorra na presença de oxigénio é denominado de Processo Aeróbio, sendo que um Processo Anaeróbio ocorrerá na ausência deste elemento. A actividade biológica pode ainda acontecer num ambiente Anóxico, ou seja, desprovido de oxigénio e em que o nitrato é usado pelos microorganismos como electrão receptor. Desta forma é possível combinar todos estes processos num grupo, de forma a atingir um tratamento com objectivos mais específicos, sendo este denominado de Processo Combinado. Existem ainda os Processos Facultativos nos quais os organismos suportam a presença ou a ausência de oxigénio no decorrer do processo.

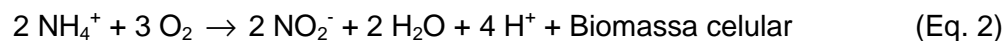
Relativamente aos processos de tratamento é possível distinguir quatro grandes grupos: Processos de Crescimento em Suspensão, Processos de Filme-fixado (Biofilme), Processos Combinados e Lagunagem.

Os processos de Crescimento em Suspensão e de Filme-fixo são as principais categorias, e serão explicadas com alguns exemplos na próxima secção.

A Lagunagem é, de todos os processos, o que mais se aproxima da simulação das condições naturais. A água residual atravessa uma série de lagoas, que podem ser anaérobias, facultativas (apresentam três zonas, aeróbia, anaeróbia e intermédia) ou de maturação (remoção de organismos patogénicos), e onde os processos são idênticos aos que se dão nos meios aeróbios e anaeróbios. As lagoas arejadas são uma técnica intermédia que conjuga características da lagunagem com as lamas activadas. No entanto, a técnica de lagunagem não é muito utilizada, o que poderá ser explicado pelo facto de necessitar de grandes áreas para a sua implementação e de estar muito dependente das condições naturais, sendo por vezes difícil conseguir um adequado controlo humano. Este tipo de sistema é vantajoso na medida em que é simples e económico em termos de construção e manutenção.<sup>3,10,36</sup>

Existem diferentes funções de tratamento, entre as quais, a remoção biológica de nutrientes (azoto e fósforo) e a remoção biológica de fósforo por acumulação na biomassa e consequente separação de sólidos. Faz, ainda, parte destas funções a conversão biológica da matéria orgânica carbonada em tecido celular e vários produtos finais gasosos. Durante esta operação assume-se que o nitrogénio presente nos vários compostos é convertido em amónia.

É importante incluir, nesta categoria, a nitrificação e a desnitrificação. A nitrificação é definida como sendo a transformação das formas reduzidas de azoto em nitrito, segundo as reacções:

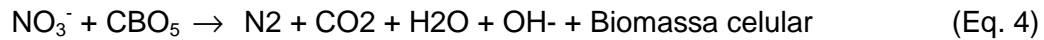


e posteriormente o nitrito em nitrato,



Contrariamente ao que acontece na nitrificação, a desnitrificação acontece em condições de ausência de oxigénio e é a conversão biológica do nitrato ( $\text{NO}_3$ ) noutras formas de azoto no estado gasoso, como  $\text{N}_2$  e quantidades reduzidas de  $\text{N}_2\text{O}$ , envolvendo o processo

sequencial  $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ . Este processo ocorre segundo a seguinte reacção:<sup>10,36</sup>



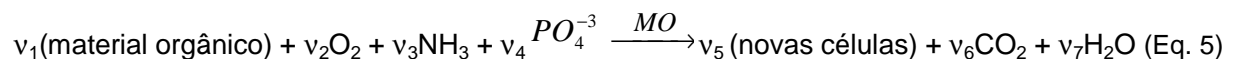
### 1.1.2. Os Microorganismos no Tratamento de Efluentes

A coagulação biológica que ocorre nestes sistemas origina uma lama, que é uma mistura de sólidos orgânicos e inorgânicos. A parte mineral provém da floculação de sólidos inorgânicos em suspensão, enquanto a porção orgânica é composta por uma fracção de massa bacteriana viva e outra de sólidos voláteis em suspensão, sem actividade biológica, originada pela floculação de orgânicos inertes presentes no afluente e pelo decaimento das bactérias.

É de concluir, então, que as lamas são constituídas por uma parte significativa de bactérias vivas. A eficiência dos processos biológicos está ligada à quantidade de células vivas presentes no sistema, e portanto, o afluente é mantido num meio rico em lamas. Assim, considera-se que um processo biológico é eficiente e económico se se puder operar com baixos tempos de retenção hidráulico e com tempos de retenção de sólidos suficientemente longos que permitam o crescimento de organismos.

A lama é vista como a matéria-prima nos processos de tratamento biológico e o seu excesso pode ser considerado como um resíduo. O momento e as condições em que a lama deixa de ser matéria-prima e passa a ser um resíduo varia com a tecnologia do sistema de tratamento e com as condições de operação.<sup>10, 42</sup>

As bactérias vivas presentes nas lamas, microorganismos ou biomassa, utilizam a matéria orgânica existente no efluente primário como fonte de carbono, e transformam-na em substâncias químicas mais simples e em biomassa adicional, como está representado na seguinte equação para a oxidação biológica da matéria orgânica, em aerobiose :



onde,  $v$  é o coeficiente estequiométrico e representa a ordem da reacção para cada componente. Obviamente, nem toda a matéria orgânica será transformada, designando-se estas substâncias mais resistentes por recalcitrantes.<sup>10</sup>

Na equação o oxigénio ( $O_2$ ), a amónia ( $NH_3$ ) e o fósforo ( $PO_4^{-3}$ ) representam os nutrientes necessários para que ocorra a conversão da matéria orgânica em compostos mais simples, como dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e água. O termo por cima da seta indica que os microorganismos (MO) são necessários para o processo de oxidação. Já as novas células representam a biomassa produzida ao longo do processo, como resultado da oxidação da matéria orgânica.<sup>34</sup>

Os microorganismos são também utilizados, nos processos de tratamento de efluentes, para a remoção de nutrientes, nitrogénio e fósforo. Bactérias específicas são capazes de oxidar a amónia a nitrito e nitrato (nitrificação), enquanto outras reduzem o nitrogénio oxidado a nitrogénio gasoso. Para a remoção do fósforo os processos biológicos são configurados de forma a encorajarem o crescimento de bactérias capazes de “agarrar” e armazenar grandes quantidades de fósforo inorgânico.<sup>21</sup>

Como a biomassa possui uma densidade específica ligeiramente maior que a da água, é possível removê-la do efluente tratado por sedimentação. É importante referir que, a menos que a biomassa em excesso seja retirada periodicamente, não é possível realizar o tratamento completo uma vez que a biomassa, sendo ela própria orgânica, irá ser medida como CBO no efluente.<sup>10, 21</sup>

## 1.2. Tipos de Processos de Tratamento Biológico

A escolha de um sistema de tratamento é determinada por vários factores, como as características quantitativas e qualitativas do efluente a tratar (ou efluente primário), localização do sistema e objectivos de qualidade que se pretendem, ou seja, é necessário impor um grau de tratamento.

As várias tecnologias existentes funcionam sobre princípios semelhantes, nos sistemas aeróbios, quer por biomassa suspensa (Crescimento em suspensão), como as lamas activadas, quer por biomassa fixa (Filme-fixe ou biofilme) que é o caso dos leitos percoladores e dos biodiscos.

Nos processos de Filme-fixe os microorganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica e dos nutrientes estão fixos a um material inerte, como por exemplo, rocha, cascalho, areia ou plástico. Assim, a matéria orgânica e os nutrientes são removidos da água a tratar por contacto com o biofilme que se vai criando à volta desse material inerte.<sup>36</sup>

No sistema de leitos percoladores o enchimento ocorre de forma variável, aqui o efluente primário entra num distribuidor rotativo e vai criar no leito, que contem o material inerte, um filme biológico constituído por um aglomerado de bactérias que fazem a decomposição da matéria orgânica. Quando o efluente é escoado pode ser feita a recirculação em torno do leito percolador ou a descarga no meio receptor.

Os biodiscos são a evolução natural dos leitos percoladores. Trata-se de um sistema que recorre também a processos aeróbios de degradação da matéria orgânica, em filme fixo. Geralmente existem vários discos, de iguais dimensões, em paralelo, com reduzida espessura e alguma rugosidade para permitir uma maior aderência dos microorganismos à superfície dos discos, criando assim uma camada de filme fixo a estes. O processo desenvolve-se mergulhando parcialmente os discos num canal com água residual, enquanto giram, garantindo que os microorganismos estão alternadamente em contacto com o ar e com a matéria orgânica.

No caso dos processos de Crescimento em Suspensão os microorganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos num ambiente de suspensão líquida, criado por um sistema de agitação apropriado. O sistema de lamas activadas é o mais comum nos dias de hoje como tratamento de efluentes urbanos. Estes sistemas foram assim “baptizados” por serem capazes de criar condições favoráveis para o crescimento de organismos, uma massa activa de microorganismos que estabilizam a matéria orgânica em condições de aerobiose. Num sistema convencional de lamas activadas o efluente a tratar é encaminhado para um decantador primário, seguindo para o tanque de arejamento que apresenta, geralmente, recirculação permanente. O tanque de arejamento é onde se dá o processo de injeção de ar, ou oxigénio puro, para misturar a lama com a água residual a tratar e para fornecer o oxigénio necessário às reacções biológicas de degradação da matéria orgânica pelos microorganismos. O oxigénio é também importante na remoção de alguns poluentes, como o ferro, o manganês e o dióxido de carbono, assim como na oxidação química de alguns compostos orgânicos que resistem aos processos biológicos, as substâncias recalcitrantes. É ainda uma ajuda na reposição dos níveis de oxigénio na água residual antes de esta ser rejeitada para o meio receptor.<sup>10,36</sup>

A mistura de efluente a tratar com a biomassa, em suspensão, é geralmente referida como sólidos suspensos em mistura líquida (mixed liquor suspended solids – MLSS) ou

sólidos voláteis suspensos em mistura líquida (mixed liquor volatile suspended solids – MLVSS).

A mistura líquida é então conduzida para o decantador secundário onde passa pelo processo de sedimentação de sólidos. A biomassa sedimentada, conhecida por lama activada devido à presença dos microorganismos activos, é recirculada para o tanque de arejamento para continuar o processo de decomposição da matéria orgânica presente no efluente a tratar. Uma porção dos sólidos é removida diariamente ou periodicamente, conforme a produção de lamas em excesso, que se acumulam com os sólidos não biodegradáveis presentes no efluente.

Este processo pode ser influenciado por vários factores, como a temperatura, o pH, a mistura/agitação, nutrientes presentes (ou ausentes), salinidade, carga orgânica do meio e níveis de oxigénio/arejamento.<sup>10, 36, 21</sup>

### 1.3. Reactor Descontínuo Sequencial – SBR

O reactor descontínuo sequencial – SBR é um sistema de lamas activadas de enchimento-e-descarga para o tratamento de águas residuais. Neste tipo de sistema, o efluente primário é introduzido num único reactor *batch*, tratado de forma a remover componentes indesejados, e depois descarregado para a rede de saneamento público ou para reutilização. Caracterizados por operarem em condições de caudal baixo e descontínuo, estes reactores têm sido utilizados com sucesso no tratamento de efluentes, tanto domésticos como industriais. Podem operar para remoção de nutrientes, como o nitrogénio, o fósforo e a amónia, ou de sólidos suspensos totais (SST) e das Carências Bioquímica e Química de Oxigénio (CBO e CQO, respectivamente).

Este tipo de processo não é recente - nos finais dos anos 50 e princípios dos anos 60 o interesse pelo SBR aumentou com o desenvolvimento de novos equipamentos e tecnologias associados aos sistemas de lamas activadas de enchimento-e-descarga.<sup>10, 59</sup>

O SBR e o convencional sistema de lamas activadas são semelhantes. Em 1983 um relatório de U.S. EPA (*United States Environmental Protection Agency*) afirmava que “ O SBR não é nada mais que um sistema de lamas activadas que opera no tempo e não no espaço”. Assim, a grande diferença entre os dois sistemas é que neste último se pode encontrar equalização, tratamento biológico e clarificação da água residual num único tanque

com controlo sequencial de tempo, enquanto que num sistema convencional de lamas activadas estes processos ocorrem em tanques diferentes, ou seja, em sequência de espaços.

Tipicamente o processo inicia-se com a entrada de água residual num reactor parcialmente cheio, contendo biomassa produzida em ciclos anteriores, utilizando o mesmo efluente primário e portanto com as mesmas características. Depois do reactor estar cheio, este comporta-se como um sistema convencional de lamas activadas, com a diferença de que os caudais de entrada e saída são descontínuos. O arejamento e a agitação são desligados após a reacção biológica estar concluída e depois de sedimentada a biomassa, o sobrenadante já tratado é então retirado do reactor.

O excesso de biomassa pode ser retirado em qualquer altura do ciclo, como explicado posteriormente. Isto acontece até que a relação entre o substrato e a biomassa (F/M - food to mass ratio) seja aproximadamente constante, de ciclo para ciclo. Ao contrário dos sistemas convencionais de lamas activadas, com o SBR não é necessária a recirculação de lamas (*return activated sludge* – RAS), existe apenas “uma lama” para assegurar o processo.<sup>10, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

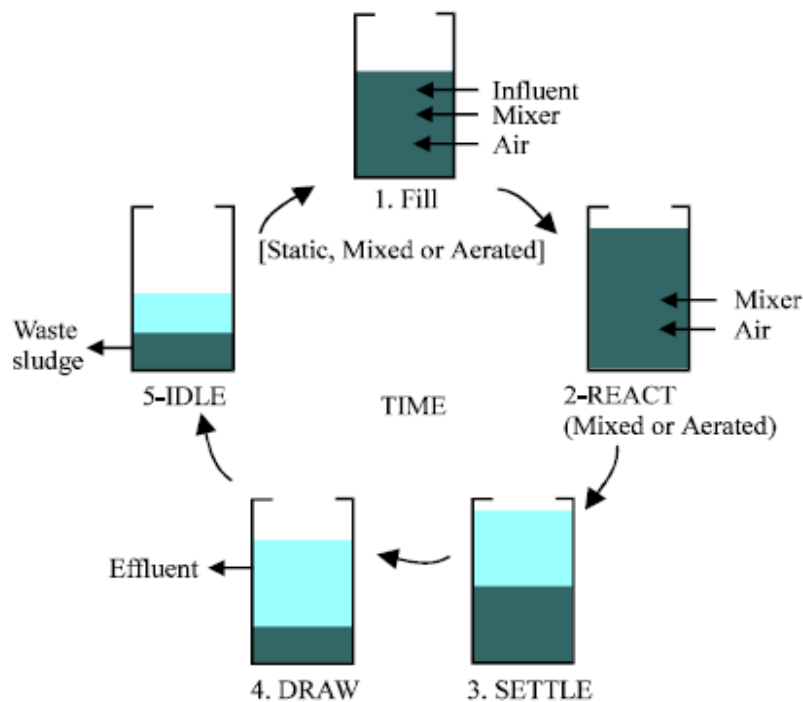
### 1.3.1. As Cinco Fases de um Ciclo

Este processo passa então por cinco fases diferentes:

- enchimento
- reacção
- sedimentação
- decantação
- inactividade ou *idle*

A Figura 11 mostra a sequência de fases de um ciclo.





**Figura 11. Sequência de um ciclo de operação de SBR** (adaptado de <sup>18</sup>)

#### 1.3.1.1. Enchimento

O substrato, ou seja, a água a tratar é, adicionado ao reactor durante a fase de enchimento, por bombagem ou por gravidade. Esta fase pode ocorrer de três formas diferentes, dependendo da estratégia de operação:

- enchimento estático, caracterizado por não haver mistura ou arejamento durante a fase de enchimento, este processo provoca níveis de substrato elevados aquando do início da agitação. Assim, uma elevada relação de substrato com a biomassa cria um ambiente favorável à formação de determinados microorganismos que dão boas características de sedimentação às lamas e favorecem a remoção de fósforo.

- enchimento agitado, ocorre com agitação, promovendo a mistura do efluente com a biomassa iniciando as reacções biológicas. Durante este processo as bactérias degradam biologicamente a matéria orgânica usando o oxigénio residual ou electrões receptores, tais como o azoto, e é sob estas condições anóxicas (ambiente em ausência de oxigénio, em

que o nitrato é usado pelos microorganismos como electrão receptor) que ocorre a desnitrificação.

Durante esta fase podem atingir-se condições anaeróbias em que, depois de os microorganismos usarem o azoto, o sulfato se torna no electrão receptor.

- enchimento arejado, assim classificado por arejar o conteúdo do reactor, é nestas condições que se iniciam as reacções aeróbias que serão completadas na fase de reacção, o que pode diminuir a necessidade de arejamento neste último período. <sup>10, 15, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.1.2. Reacção

É, então, nesta fase que os processos biológicos, iniciados num enchimento arejado, chegam ao fim, ou seja, o sistema promove a selecção de microorganismos com boa capacidade de sedimentação e a prevenção de microorganismos filamentosos. Assim como o enchimento, a fase de reacção pode acontecer com:

- arejamento, promovendo a nitrificação;
- agitação, podendo atingir condições anóxicas e consequentemente a desnitrificação;
- agitação em condições de deficiência de oxigénio (sem arejamento), com objectivo de remoção de fósforo;
- agitação e arejamento.

Nesta fase o oxigénio dissolvido (OD) permanece baixo durante algumas horas e é neste período que o CBO reage mais activamente. Esta é considerada a parte “festiva” da fase de reacção, onde existe uma concentração de CBO relativamente elevada, mas uma vez que este é oxidado a sua concentração acaba por decrescer. Eventualmente as taxas de consumo de oxigénio também decrescem, enquanto a concentração de OD é restabelecida. Este período de recuperação é importante uma vez que a escassez de substrato favorece a utilização e a oxidação dos orgânicos recalcitrantes, pela biomassa. Esta fase pode ser usada para a retirada das lamas em excesso, como forma de controlo de idade das lamas.

<sup>10, 15, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.1.3. *Sedimentação*

A sedimentação ocorre num estado tranquilo/estático do reactor, ou seja, com ausência de agitação e arejamento. Uma agitação lenta durante a fase inicial deste período pode, em alguns casos, ajudar na obtenção de um efluente mais clarificado e uma maior concentração de lamas sedimentadas. Num SBR, e ao contrário do que acontece num sistema convencional de lamas activadas, não existem fluxos de entrada ou saída não havendo, portanto, interferências com o processo de sedimentação. É nesta fase que se espera obter o sobrenadante (ou clarificado) que obedeça aos critérios de descarga impostos, seja qual for o seu destino final. <sup>10, 15, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.1.4. *Decantação*

É caracterizada pela remoção do efluente tratado com a ajuda de um decantador, que pode ser flutuante ou fixo. Este processo deve acontecer sem destabilizar as lamas sedimentadas e o volume a retirar não deve deixá-las a descoberto. <sup>10, 15, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.1.5. *Idle*

O período de *idle* ocorre entre a decantação e o enchimento, sendo, portanto, o tempo de espera entre ciclos. A duração desta fase depende da estratégia de operação, com variados tempos de *idle* é possível atingir a equalização, permitindo ao sistema tolerar picos de fluxo ou carga e equalizá-los no próprio reactor sem que ocorra degradação da qualidade do efluente. Comparativamente aos sistemas convencionais esta é uma das grandes diferenças entre os dois tipos de tratamento, uma vez que estes últimos necessitam de uma equalização inicial num tanque diferente, para proteger o processo biológico dos picos de fluxo, que poderão “varrer” a biomassa, e dos picos de carga, que poderão contrariar o processo de tratamento.

Esta fase é facultativa e serve para, em condições de agitação, se fazer a retirada das lamas em excesso e compensar algumas variações de tempo nas outras fases, que possam ocorrer durante o ciclo. <sup>10, 15, 16, 18, 47, 48, 49</sup>

## 1.3.2. Condições de Operação

O tempo de cada fase é um factor muito importante no funcionamento do SBR.

Tipicamente, e segundo o *Metcalf & Eddy* (2003), o tempo total de cada ciclo deverá ser distribuído pelas cinco fases (ou quatro, caso se opte por ignorar a fase de *idle*) em diferentes proporções. A fase de enchimento deve ocupar 25% do tempo total do ciclo, embora este valor dependa de vários factores como o volume do tanque ou, caso se aplique, o número de tanques a operar em paralelo; a fase de reacção deverá ser a mais longa, com uma duração, no mínimo, de 35% do tempo total, para que se assegure um tempo de contacto, entre os microorganismos e a matéria orgânica, suficiente para as reacções biológicas; a sedimentação ocorrerá em 20% do tempo total do ciclo, sendo que o tempo restante é dividido entre a decantação, com 15%, e a fase de *idle*, com 5%. O tempo de decantação poderá ser maior, não excedendo os 35% (aproximadamente) para evitar que ocorra remoção de lamas sedimentadas. Estas são durações típicas, não querendo dizer que o reactor tem de operar segundo estas regras, ou seja, servem apenas para nos dar uma ideia do tempo que cada fase necessita para que o processo ocorra nas devidas condições.<sup>10, 16, 18, 20, 27, 29</sup>

As variações de volume no reactor também são importantes, principalmente nas fases de enchimento e decantação. No final do enchimento o volume no reactor deverá ser 100% do volume total de operação, mantendo-se deste modo até à fase de decantação. Na fase de decantação, após a retirada do sobrenadante, o reactor deverá apresentar um volume de, aproximadamente, 35% do volume total de operação, garantindo deste modo que as lamas sedimentadas não sofrem perturbações e não se perdem durante esta operação. Na fase de *idle*, aquando da retirada de lamas em excesso o volume dentro do reactor pode variar entre os 25% e os 35% do volume total, conforme a necessidade de retirar lamas em excesso.<sup>10,35,</sup>

41

A Tabela 3 apresenta os valores típicos dos parâmetros de dimensionamento:

**Tabela 3. Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento**(Adaptado de <sup>10</sup>)

Parâmetros	Valores típicos	Unidades
Tempo de retenção de sólidos (STR)	10 – 30	dia
Tempo de retenção hidráulico ( $\tau$ )	15 – 40	hora
F/M	0,04 – 0,10	kg <sub>CBO</sub> / kg <sub>MLSS</sub> · d
Carga Volumétrica ( $L_{org}$ )	0,1 – 0,3	kg <sub>CBO</sub> / m <sup>3</sup> .d
Concentração de Lamas no Volume total (MLSS)	2000 – 5000	mg/ L

### 1.3.3. Vantagens

O sistema de SBR apresenta algumas vantagens relativamente aos sistemas convencionais de lamas activadas e oferece maior flexibilidade de operação.

Uma das grandes vantagens deste reactor, já referida várias vezes anteriormente, é o facto de se poder obter equalização, clarificação primária (em muitos casos), tratamento biológico e clarificação secundária num único tanque, o que dispensa outros órgãos complementares podendo, desta forma, tornar-se mais económico. Como tal, este sistema necessita de pouco espaço para a sua instalação, constituindo portanto uma vantagem em situações em que, por exemplo, há necessidade de instalar uma unidade de tratamento mas o espaço disponível é reduzido. Estes sistemas podem também ser adaptados a tanques já existentes no local de implementação.<sup>10, 16, 18, 47, 48, 49, 59</sup>

Outro proveito que se pode tirar destes sistemas, que também já foi referido na secção anterior, é a forma como a sedimentação ocorre, num ambiente estático não perturbando as suas características.

É possível provocar a remoção de nutrientes com alterações processuais, através da criação de diferentes condições: de anaerobiose para remover o fósforo; de aerobiose e consequente nitrificação ou condições anóxicas e a desnitrificação, para diminuir a quantidade de azoto.

Apresenta boas eficiências de remoção.

Pode ser operado como um processo selector, o crescimento de organismos filamentosos, que dificultam a sedimentação das lamas, pode ser controlado ajustando a relação F/M e o tempo de arejamento durante a fase de enchimento.

A actual disponibilidade da inteligência artificial fez deste tipo de sistemas uma solução mais atractiva proporcionando melhor controlo e melhores resultados no tratamento das águas residuais. Isto é complementado pela flexibilidade do SBR no tratamento de variados caudais, a mínima necessidade de interacção de operadores, a opção de criar condições anóxicas ou anaeróbias no mesmo tanque e um bom contacto dos microorganismos e do substrato com o oxigénio.<sup>10, 15, 16, 18, 20, 35, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.4. Desvantagens

As desvantagens deste tipo de sistema de tratamento estão ligadas com os elevados níveis de sofisticação dos equipamentos necessários, como interruptores e válvulas automatizados. Esta situação requer mais manutenção e maior especialização dos operadores, tendo, portanto, um controle de processo mais complicado.

Em determinadas configurações do SBR, estão susceptíveis de acontecer alguns problemas na fase de decantação, como a perda de lamas em suspensão ou sedimentadas. Também os dispositivos de arejamento podem ficar obstruídos durante a operação de certos ciclos, dependendo do sistema de arejamento utilizado pelo fabricante.

Este sistema requer equalização para descarga contínua, se houver necessidade de filtração e desinfecção para reutilização do efluente tratado.<sup>10, 15, 16, 18, 20, 35, 47, 48, 49</sup>

### 1.3.5. Descrição do equipamento

O sistema de SBR consiste, principalmente, em um ou mais tanques, equipamento de arejamento, de agitação, um mecanismo de decantação e um sistema de controlo de processo. As características centrais deste sistema incluem a unidade de controlo e válvulas e interruptores automáticos que controlam a sequência e o tempo das diferentes fases do ciclo.

O tanque é tipicamente construído em aço ou betão, sendo que é mais comum usar tanques de aço revestido no tratamento de efluentes industriais para controlar a corrosão, enquanto que os tanques de betão são mais indicados para receberem efluente doméstico. A forma não é um parâmetro crítico, o sistema pode ser adaptado a tanques circulares ou rectangulares, já existentes.<sup>47,48,49</sup>

Relativamente ao arejamento e agitação, estes podem estar combinados num só sistema, arejamento em jacto, que permite haver agitação com ou sem arejamento, conforme as necessidades. Existem também outros sistemas de arejamento, como sistemas de bolhas finas ou arejamento difuso, e agitação em separado. Outra variante nos sistemas de arejamento é a dos arejadores que permitem a sua limpeza e substituição sem ter de esvaziar o SBR. Outros sistemas incluem mecanismos que permitem inverter o sentido do arejamento para facilitar o desentupimento e a limpeza do mecanismo. O arejamento pode

ser controlado conforme as necessidades de oxigénio no reactor, ligando e desligando a difusão de ar através de válvulas, nas fases de enchimento, reacção e *idle*.<sup>10, 24, 26, 48</sup>

O órgão de decantação é a peça principal do sistema, e a que distingue os diferentes fornecedores. Podem ser flutuantes ou fixos, sendo que os flutuantes oferecem a vantagem de manterem o orifício de entrada ligeiramente abaixo da superfície da água minimizando a remoção de sólidos no sobrenadante, durante a fase de decantação. Proporcionam, ainda, uma certa flexibilidade de operação fazendo variar os volumes de enchimento e descarga.<sup>24,</sup>

26

Os órgãos de decantação fixos são construídos numa dos lados do tanque e podem ser usados no caso de a fase de sedimentação ser prolongada. Prolongar esta fase minimiza a saída de sólidos presentes na água. Em alguns casos os mecanismos deste tipo são mais baratos e podem ser desenhados para permitir ao operador elevar ou baixar o nível sempre que desejar. Apesar disso estes não oferecem a flexibilidade de operação que os flutuantes conseguem.<sup>10, 49</sup>

A chave do processo do SBR é o sistema de controlo, que consiste numa combinação de sensores de nível, temporizadores e microprocessadores. Controlos lógicos programáveis podem ser configurados, ajustando-os às necessidades do operador.

As unidades podem estar enterradas no chão desde que permitam fácil acesso a todas as partes mecânicas e sistemas de controlo eléctrico.<sup>10, 47, 48</sup>

### **1.4. Lamas em excesso – um resíduo**

As lamas em excesso que são produzidas durante o processo devem ser retiradas periodicamente, como já refiro anteriormente. Uma vez removidas do sistema estas lamas passam a ser consideradas um resíduo e têm de ser tratadas como tal. Portanto, existe a necessidade de lhe dar um destino final adequado, que será discutido neste capítulo.

Uma sugestão de tratamento sugere a desidratação das lamas, e posterior deposição em aterro ou a sua reutilização em compostagem para produção de composto fertilizante para o solo. A desidratação das lamas é conveniente uma vez que, mesmo sendo o aterro o seu destino final, o seu peso diminuirá com a diminuição da humidade presente nas mesmas.<sup>10,</sup>

34

A desidratação das lamas pode acontecer em leitos de desidratação ou pela acção do calor. O processo mais comum, e mais económico, é a desidratação em leitos, que será também o mais adequado a este caso particular.

Os leitos de desidratação de lamas são geralmente usados na desidratação de lamas sedimentadas, provenientes de processos de tratamento de lamas activadas, sem pré-espessamento.

As principais vantagens deste processo são os baixos custos, o facto de não necessitarem de atenção constante, e a elevada quantidade de sólidos contidos na amostra seca. É um processo adequado para unidades de baixa produção de lamas. Relativamente a desvantagens, a necessidade de grande espaço para a implementação, o efeito das mudanças em termos climáticos nas características de desidratação, insectos e odores, são os principais aspectos.

Existem vários tipos de leitos de desidratação, como os leitos convencionais de areia, os pavimentados, os meios artificiais, por vácuo assistido e por energia solar, sendo que os dois primeiros são os mais usados nos dias de hoje.

Nos leitos convencionais de areia, geralmente usados em pequenas ou médias instalações, as lamas são colocadas com uma camada de 200 a 300 mm e são deixadas a secar. A desidratação ocorre por drenagem através da massa de lamas e do suporte de areia, e por evaporação à superfície devido à exposição ao ar. Como a maior parte da água desaparece por drenagem é essencial a existência de um dreno para recolha do líquido. Devem estar equipados com linhas de drenagem laterais, inclinadas no mínimo a 1% e espaçadas entre si com 2,5 a 6 m. Estas linhas devem ser suportadas adequadamente e cobertas com cascalho grosseiro ou pedra esmagada.

A cama de areia deve ter 230 a 300 mm de profundidade com a possibilidade de algumas perdas nas operações de limpeza, geralmente, as camadas muito fundas retardam a drenagem.

A área de desidratação é dividida em leitos individuais com 6 m de largura e 6 a 30 m de comprimento, ou com outras dimensões mais convenientes desde que os leitos (um ou dois) sejam enchidos sob um ciclo normal e nas devidas condições.



A bombagem das lamas para o leito deve ser criada de forma a conseguir velocidades de pelo menos 0,75 m/s. A lama pode ser retirada do leito assim que se encontrar suficientemente drenada e seca. A lama seca apresenta-se sob uma forma grosseira, com a superfície rachada e de cor preta ou castanho escuro (Figura 12). O índice de humidade é de 60% após 10 a 15 dias sob condições favoráveis.

Os leitos pavimentados de desidratação são usados como alternativa aos leitos convencionais e podem ser divididos em dois tipos distintos, os de drenagem e os de decantação.<sup>10, 34</sup>

Os leitos de drenagem funcionam de forma similar aos leitos convencionais de areia, sendo que a secagem das lamas pode ser melhorada por acção de agitação frequente, por equipamentos moveis. Com este design os leitos são normalmente rectangulares com 6 a 15 m de largura e 20 a 45 m de comprimento, com paredes verticais. Apesar de as dimensões variarem com a quantidade de lamas a desidratar, para a mesma quantidade de lamas este tipo de leito ocupa uma maior área do que os sistemas convencionais.



**Figura 12. Aspecto da lama após desidratação**

Uma base de 200 a 300 mm de areia ou gravilha, forrada a betão, deve ter uma inclinação mínima de 1,5 % para uma área central de drenagem não pavimentada.

Os tipos de leitos por decantação são mais vantajosos em climas quentes, áridos e semi-áridos. São construídos em pavimento impermeável de baixo custo e funcionam por decantação do sobrenadante e com o remexer da lama seca para realçar a evaporação. A decantação poderá remover 20 a 30 % da água em lamas com boas propriedades de sedimentação. A concentração de sólidos deve atingir valores na ordem dos 40 a 50 % em 30 a 40 dias, secando num clima árido, para uma camada de 300 mm de lama.<sup>10</sup>

### **1.5. Reutilização da Água**

O contínuo crescimento da população mundial, a contaminação das águas superficiais e subterrâneas e a distribuição desequilibrada dos recursos hídricos levou à urgente procura de novas fontes de abastecimento de água. O uso de efluentes tratados a um nível elevado, hoje descarregados directamente no meio ambiente, começa a ser levado mais em conta como uma fonte alternativa de água.

A inclusão de sistemas de recuperação, reciclagem e reutilização de água vem apenas confirmar o aumento da escassez de recursos hídricos confrontado com as necessidades sociais, os avanços tecnológicos, maior aceitação por parte da população, e um aumento da compreensão e conhecimentos relacionados com os riscos públicos associados a estas novas tecnologias.<sup>2</sup>

A água tratada pode ser reutilizada para variados fins, sendo os principais a irrigação, uso industrial, reposição de águas superficiais e recarga de água subterrâneas. As duas últimas acontecem também naturalmente por drenagem e infiltração de água das chuvas e de irrigação.<sup>32</sup>

O seu uso industrial pode ser aplicado a uma diversidade de indústrias, como a indústria do papel e da celulose, e em outras com elevados consumos de água. Em certos casos existem sistemas de ciclo fechado que tratam a água utilizada num determinado processo e a reutilizam posteriormente no mesmo processo. Noutros casos, a água residual tratada, proveniente dos sistemas de tratamento municipais, é usada em propósitos industriais, como por exemplo, em torres de refrigeração.<sup>10,14</sup>

Existem sete principais reutilizações para as águas residuais que estão listadas na Tabela 4, assim como as principais questões e restrições dessa prática.

Enquanto que potencialmente uma grande quantidade de água residual recuperada pode ser usada nas primeiras cinco categorias do quadro anterior, as quantidades associadas às categorias seis e sete são muito menores hoje em dia, principalmente no que diz respeito à reutilização para fins potáveis.<sup>10</sup>

Assim, é importante definir os princípios fundamentais para a reutilização da água, que passam por assegurar o eficiente tratamento das águas residuais para satisfazer as normas de qualidade para as diferentes aplicações, devendo ainda assegurar a protecção da saúde pública e ganhar a aceitação pública.<sup>10, 38, 40</sup>

A qualidade da água é avaliada em função da utilização pretendida, não em relação ao seu nível de tratamento. Assim, as águas residuais são tratadas ao nível requerido pela legislação estabelecida pelas autoridades ambientais. Em relação a muitos parâmetros estas podem ser tratadas até um nível de qualidade superior ao da água para consumo humano.<sup>10,</sup>

38, 40

*“Está tecnicamente provado que, actualmente, existem sistemas de tratamento de águas residuais com níveis de eficácia muito elevados passíveis de atingir níveis de qualidade da água para ser reutilizada para qualquer uso”* (in Metcalf & Eddy, pg.1356). Assim, a reutilização da água tem um peso importante no planeamento e no uso eficiente dos recursos hídricos. No entanto existem preocupações ao nível da saúde pública e questões ambientais que necessitam de uma análise mais rigorosa. Existem centenas de compostos orgânicos nas águas residuais, tratadas ou não tratadas, em concentrações relativamente baixas, e a eficiência dos sistemas de tratamento de águas convencionais e avançados, varia consideravelmente no que respeita à remoção individual destes compostos. A sua presença nas águas recuperadas constitui um problema na medida em que o seu potencial perigo para a saúde não foi ainda quantificado totalmente. O risco ambiental está associado à presença de químicos que muitas vezes não são fáceis de detectar e são desconhecidos. Estão ainda por conhecer de forma mais profunda os seus efeitos no ambiente a longo prazo.<sup>2, 10, 14, 38, 40</sup>

Desta forma, a reutilização da água tornou-se num elemento essencial no futuro desenvolvimento e gestão dos recursos hídricos, mas com mais desafios.

**Tabela 4. Tipos de reutilização da água e suas restrições** (Adaptado de <sup>10</sup>)

<b>Tipo de reutilização</b>	<b>Questões/Restrições</b>
Rega de culturas (processos agrícolas) ex.: viveiros comerciais, culturas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Contaminação de águas superficiais e subterrâneas se não for gerido apropriadamente</li> <li>- Venda de produtos da culturas e a aceitação pública</li> </ul>
Rega paisagística ex.: parques, cortes de golf, recreios de escolas,...	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Efeito da qualidade da água no solo e nas culturas</li> <li>- Preocupações a nível de saúde pública relacionadas com agentes patogénicos</li> <li>- Uso de áreas de controlo pode resultar em custos de utilização mais elevados</li> </ul>
Reciclagem e reutilização Industrial ex.: torres de arrefecimento, fábricas de papel,...	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Constituintes da água recuperada relacionados com a corrosão, crescimento biológico e incrustantes</li> <li>- Preocupações a nível de saúde pública, particularmente com a transferência por aerossol de agentes patogénicos em sistemas de refrigeração</li> <li>- Mistura accidental de água potável com a água recuperada</li> </ul>
Recarga de aquíferos ex.: reabastecimento de águas subterrâneas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Possível contaminação de aquíferos subterrâneos usados como fonte de água potável</li> <li>- Químicos orgânicos presentes na água recuperada e os seus efeitos tóxicos</li> <li>- Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), nitratos, e agente patogénicos presentes na água recuperada</li> </ul>
Utilizações recreativas e ambientais ex.: lagos e charcos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Preocupações a nível da saúde relacionadas com a presença de baterias e vírus (infecções nos olhos, nariz, ouvidos..)</li> <li>- Eutrofização devido à presença de nitrato e fósforo no meio receptor</li> <li>- Toxicidade para a vida aquática</li> </ul>
Utilizações urbanas não potáveis ex.: descargas de vasos sanitários, combate a incêndios, água para construção...	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Preocupações a nível de saúde pública, particularmente com a transferência por aerossol de agentes patogénicos</li> <li>- Constituintes da água recuperada relacionados com a corrosão, crescimento biológico e incrustantes</li> <li>- Mistura accidental de água potável com a água recuperada</li> </ul>
Utilização directa ou indirecta para fins potáveis ex.: mistura com água bruta nos reservatórios, alimentação directa de água residual altamente tratada ao sistema de distribuição	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aceitação pública</li> <li>- Preocupações a nível de saúde pública com a transferência de agentes patogénicos</li> </ul>

### 1.6. Tecnologias de Desinfecção

A água constitui um meio de transporte de resíduos, derivados da actividade humana, mas também pode ser a causa/agente de poluição, designadamente contaminação bacteriológica dos meios receptores. Os efluentes, mesmo depois de sofrerem tratamento, podem afectar, após a descarga, a qualidade dos meios que a recebem e comprometer os seus usos actuais e potenciais.

A desinfecção das águas residuais tratadas objectiva, assim, a remoção de organismos patogénicos (as bactérias presentes no efluente após tratamento) e a protecção contra recontaminações durante o seu trajecto a destino final de reutilização, seja ele o consumo humano ou a irrigação, por exemplo.<sup>13, 17</sup>

Um desinfectante ideal deve obedecer a determinadas características, como desodorizar enquanto desinfecta, não deve ser absorvido pela matéria orgânica que não sejam células bacterianas, não deve ser corrosivo, deve ser tóxico para os organismos bacterianos mas não para os humanos e outros animais, deve ser seguro para transportar, armazenar e manusear, deve ser solúvel em água e no tecido celular, eficaz em grandes diluições e a diferentes temperaturas, e as perdas de acção germicida ao longo do tempo devem ser pequenas.

Existem cinco principais mecanismos que explicam a acção dos desinfectantes, e são eles:<sup>10,33,50,56</sup>

1. danos/destruição na parede celular – resulta na lise da célula e na sua morte;
2. alteração na permeabilidade da célula – alguns agentes, como fenóis e detergentes, alteram/destroem a permeabilidade da membrana citoplásmica, permitindo a perda de nutrientes vitais (azoto e fósforo);
3. alteração da natura coloidal do protoplasma – por acção de calor, de radiação e de agentes altamente ácidos ou alcalinos, que coagulam as proteínas (calor) e as debilita produzindo efeitos letais (ácidos ou bases);
4. alteração do ADN e RNA do organismos – radiação ultravioleta pode causar a formação de ligações duplas nos microorganismos assim como romper alguns cordões de

ADN, estas ligações irão dilacerar o processo de replicação e o organismo não se poderá reproduzir mais ficando assim inactivo;

5. inibição da actividade enzimática – agente oxidantes, como o cloro, podem alterar a disposição química das enzimas que ficam assim inactivas.

Vários são os factores passíveis de influenciar a acção dos desinfectantes. O tempo de contacto é talvez a variável mais importante no processo de desinfecção. *“Segundo Harriet Chick, para uma determinada concentração de desinfectante (que é também um factor importante), quanto maior o tempo de contacto maior a mortalidade dos organismos patogénicos(...)”* (in Metcalf & Eddy, pg. 1224).<sup>10</sup>

O calor e a luz são agentes físicos usados ao longo dos tempos na desinfecção de águas residuais. Compreendeu-se, então, que a sua eficiência é função da intensidade. O efeito da temperatura na taxa de mortalidade por agentes químicos pode ser representada por uma relação entre Hoff-Arrhenius, em que aumentando a temperatura se acelera o processo de mortalidade.

Outros factores que poderão influenciar a eficiência de vários desinfectantes são o tipo, a natureza e a condição dos microorganismos, por exemplo, células bacterianas em crescimento são frequentemente mais fáceis de eliminar do que outras células que desenvolvem um revestimento de lama. Contrariamente, os esporos bacterianos são extremamente resistentes e muitos dos desinfectantes químicos causam-lhes poucos danos ou até mesmo nenhum.<sup>10, 13, 50, 56</sup>

Na prática, a natureza da suspensão do líquido deve ser avaliada cuidadosamente. Por exemplo, matéria orgânica estranha poderá reagir com desinfectantes oxidantes reduzindo a sua eficiência. A presença de matéria suspensa também poderá reduzir a eficiência do processo, por absorção do detergente e por proteger as bactérias agregadas a si.

É importante avaliar de forma eficaz os diversos tratamentos de desinfecção disponíveis. Existem factores importantes a considerar quando se avalia um método ou processo de desinfecção, como por exemplo, a sua eficácia ou a sua capacidade para atingir os níveis de desinfecção propostos. Os custos são também um factor relevante, uma vez que tem de se ter em conta não só os custos de investimento, assim como custos de operação e manutenção, e custos de pré-tratamento do efluente, caso seja necessário. Há que ter em atenção, ainda, tanto a facilidade no transporte e no armazenamento como na aplicação e no

controlo do processo. A flexibilidade, complexidade e as garantias de segurança são também factores de peso nesta fase de avaliação do método de desinfecção. Finalmente, devem-se considerar os potenciais efeitos secundários, ou seja, é necessário conhecer a possível toxicidade para a vida aquática, se há formação de substâncias bioacumuláveis ou de produtos tóxicos e cancerígenos.

Entre as soluções de desinfecção, aplicadas principalmente quando se pretende a reutilização de águas residuais, contam-se três tecnologias básicas, e são elas a desinfecção por cloro, por ozono ou por radiação ultravioleta (UV). Na tabela 5 estão listados os mecanismos de desinfecção usando cada uma das técnicas anteriores.

Além das tecnologias de desinfecção referidas, e que se podem designar como compactas, existem outras, de eficiência e utilidade igualmente comprovadas. São alternativas extensivas, como microlagoas de maturação ou leitos de macrófitas, onde se pode obter redução de microorganismos patológicos de varias ordens de grandeza. Os sistemas de lagunagem, pela área que ocupam, são especialmente vocacionados para o tratamento do efluente de pequenos aglomerados.<sup>10, 13, 50, 56</sup>

Em Portugal, e em certos países do mundo, é também comum o recurso, em zonas costeiras, à utilização de emissários submarinos como meio de deposição final dos efluentes. Nestes casos as categorias hidrodinamicas do meio receptor são fundamentais para assegurar as condições necessárias de diluição inicial e de dispersão.<sup>43</sup>

Nos sub-capítulos seguintes estão descritas as três tecnologias compactas de desinfecção de águas residuais consideradas mais comuns em instalações de tratamento.

**Tabela 5. Mecanismos de desinfecção de cada tecnologia** (adaptado de <sup>10</sup>)

Cloro	Ozono	Radiação UV
Oxidação	Oxidação/Destruição directa da parede celular com derrame dos constituintes celulares	Danos fotoquímicos no ADN e RNA dentro das células do organismo
Reacções com o cloro disponível	Reacções com os produtos radicais da decomposição do ozono	Os ácidos nucleicos nos microorganismos são os maiores absorventes de energia da luz num comprimento de onda entre 240-280 nm
Precipitação proteica	Danos nos constituintes dos ácidos nucleicos	Como o ADN e RNA carregam informação genética para a reprodução, danos nestas substancias pode efectivamente tornar a célula inactiva
Modificação da parede celular	Rompimento das ligações carbono-nitrogénio conduzindo à despolarização	
Hidrólise e dilaceração mecânica		

#### 1.6.1. Desinfecção por Cloro

Nos processos de desinfecção de águas residuais o cloro é o desinfectante químico mais usado por todo o mundo, devido ao facto de este destruir organismos alvo por oxidação do material celular da bactéria.

A desinfecção das águas residuais por cloragem pode ser feita recorrendo a diferentes compostos de cloro, como o cloro no seu estado gasoso ( $\text{Cl}_2$ ), o hipoclorito de sódio ( $\text{NaOCl}$ ), ou o hipoclorito de cálcio ( $\text{Ca(OCl)}_2$ ). Qualquer um destes compostos reage na água e produz desinfectantes – ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ) e iões hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ).<sup>10</sup>



A escolha da melhor forma de cloro a ser usada depende de vários factores, e são eles a segurança, a estabilidade, a disponibilidade, a corrosibilidade, a capacidade de desodorização, a solubilidade e a capacidade de responder às variações de caudal.

### 1.6.1.1. Cloro

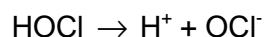
O cloro ( $\text{Cl}_2$ ) pode ser apresentado no estado gasoso ou líquido. É um composto estável, tóxico e corrosivo, passível de ser armazenado por um longo período de tempo sob a forma de gás liquidificado a altas pressões, em áreas não acessíveis ao público. Os tamanhos dos recipientes de aço cilíndricos podem variar entre 48 kg e 68 kg, existem também recipientes de 908 kg e outros com capacidades até às 55 toneladas (ton). A selecção do tamanho do recipiente de pressão depende da análise sobre a taxa de uso de cloro, o custo do cloro e das exigências da instalação.

Quando, no seu estado gasoso, é combinado com a água dão-se duas reacções, hidrólise e ionização.

A hidrólise pode ser definida como a reacção em que o  $\text{Cl}_2$  reage com a água para originar ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ):



O resultante aumento do pH promove a ionização do ácido hipocloroso a ião hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ), definida pela equação:



A quantidade total de  $\text{HOCl}$  e  $\text{OCl}^-$  presente na água é designada de “cloro livre disponível”. Devido à sua natureza reactiva, o cloro livre irá reagir com um número de compostos reduzidos presentes na água residual, como sulfito, metais ferrosos, matéria orgânica, e amónia. Estas reacções não específicas resultam na formação de cloro combinado (cloraminas), e outros compostos pouco eficientes como desinfectantes (p.e.: cloro orgânico). A soma destes com o cloro residual combinado representa o cloro residual total.

As cloraminas são mais fracas do que o cloro livre mas são mais estáveis. A diferença entre o cloro residual total na água após um intervalo de tempo e a dose inicial de cloro adicionada à água é designada por “carência de cloro”.

O uso do cloro gasoso deve ser monitorizado de modo a assegurar a eficiência da desinfecção.

Este método apresenta custos de produção e operação inferiores, no caso de desinfecção por cloro para elevados caudais.

Há importantes factores que devem ser levados em conta quando se pensa escolher este método como forma de desinfecção de uma água residual. Devido à sua elevada toxicidade este composto pode tornar-se perigoso, na medida em que, geralmente, é transportado em comboio ou camião, ambos sujeitos a acidentes, é susceptível, ainda, de por em risco a saúde dos operadores das estações de tratamento assim como da população em caso de descarga accidental. O cloro reage com os compostos orgânicos da água para produzir compostos odoríferos e podem ainda formar-se subprodutos muitos deles conhecidos por serem cancerígenos e/ou mutogénicos. A descarga de compostos na forma de cloro orgânico no meio ambiente é um risco uma vez que os seus efeitos a longo prazo não são ainda conhecidos.<sup>10, 23, 52, 53</sup>

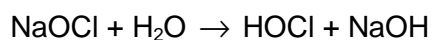
### 1.6.1.2. *Hipoclorito de Sódio*

O hipoclorito de sódio (NaOCl) pode ser produzido a partir do hidróxido de sódio e do cloro, ou pode ser gerado electroliticamente através da cal. Este composto é o mais caro das três formas de cloro mencionadas. A forma líquida do NaOCl contém, em geral, 12,5 a 17% de cloro disponível na altura da produção, podendo ser adquirido na maioria das vezes em lotes de 12 a 15% de cloro disponível.

Pode ser armazenado na estação de tratamento em temperaturas inferiores a 30 °C e em tanques resistentes à corrosão, como tanques de aço forrados a borracha ou tanques de fibra de vidro. O manuseamento deste composto é mais seguro do que o cloro gasoso, apesar de necessitar de especiais cuidados devido à sua forte corrosibilidade e à presença de vapores de cloro.

A sua degradação ocorre com a exposição ao sol e logicamente com o aumento de temperatura, sendo tanto mais rápida quanto maior for a concentração de cloro, razão pela qual o NaOCl é tipicamente armazenado com uma concentração de apenas 5% de cloro disponível.

Na sua reacção com a água dá-se a hidrólise para formar ácido hipocloroso (HOCl) e hidróxido de sódio (NaOH), como na equação seguinte:

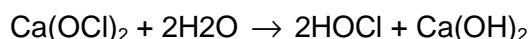


seguinte-se a reacção de ionização do HOCl já referida na secção anterior.<sup>10, 23, 52, 53</sup>

### 1.6.1.3. Hipoclorito de Cálcio

O hipoclorito de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ ) está disponível comercialmente sob a forma seca ou húmida. Na sua forma seca/sólida pode ser encontrado como pó ou em grânulos/pastilhas. Contem pelo menos 70% de cloro disponível, e é relativamente solúvel em água, variando de cerca de 21,5 g/100 mL a 0 °C até 23,4 g/100 mL a 40 °C. É um composto instável, oxidante e extremamente perigoso devendo, por estas razões, ser armazenado em lugar seco no interior de tanques anticorrosivos longe de outros produtos químicos, por forma a reduzir a degradação do produto. Uma grande desvantagem associada à utilização deste composto na desinfecção, consiste no facto de este cristalizar e obstruir tubagens, bombas e válvulas.

Da mesma forma que o NaOCl, este sofre uma hidrólise para formar HOCl, e ainda hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), seguida da reacção de ionização do HOCl:



Este composto é mais comum em pequenas instalações.<sup>10, 23, 52, 53</sup>

São vários os factores que explicam o efeito germicida do cloro nomeadamente, e como referido atrás, a oxidação das células dos microorganismos, a alteração da impermeabilidade celular, a alteração do protoplasma celular, etc. O cloro reage fortemente com os lípidos existentes na membrana celular, deste modo, as membranas que contêm lípidos na sua constituição são mais susceptíveis de destruição, fazendo com que os vírus sejam mais resistentes à desinfecção por cloro do que as bactérias.<sup>10, 23, 52, 53, 56</sup>

Quando os parâmetros de controlo do processo de cloragem se mantêm constantes, o efeito germicida da desinfecção, medido pela sobrevivência de bactérias, depende sobretudo da dosagem e do tempo de contacto, o que significa que, ao aumentar a dosagem e diminuir simultaneamente o tempo de contacto, ou vice-versa, se consegue aproximadamente o mesmo grau de tratamento. Existem alguns factores que afectam o desempenho do

processo, como características mais comuns das águas residuais, e que estão descritos na tabela seguinte:

**Tabela 6. Propriedades da água residual capazes de afectar o processo de Cloragem**  
(adaptado de <sup>10</sup>)

<b>Característica da água residual</b>	<b>Efeitos no Processo de Cloragem</b>
Amónia	Forma cloraminas quando combinada com o cloro
CBO	O grau de interferência depende dos seus grupos funcionais e estruturas químicas, compostos orgânicos associados à CBO podem consumir o cloro adicionado
Dureza, ferro, nitrato	Efeito mínimo, ou mesmo nenhum
Nitrato	Reduz a eficiência do cloro
pH	Afecta a distribuição entre o ácido hipocloroso e iões hipoclorito e entre as várias espécies de cloraminas
SST	Protege as bactérias

Apesar de o cloro se dissipar rapidamente ao longo da corrente, após a desinfecção uma fracção residual pode persistir no efluente durante algumas horas. Nestes casos é necessário proceder à descloragem do efluente desinfectado, para proteger as águas receptoras. A descloragem é então um processo de remoção de cloro residual livre e combinado de forma a reduzir a sua toxicidade. O composto mais comum usado neste processo é o dióxido de enxofre, no entanto existem outros compostos que podem ser usados, como o peróxido de hidrogénio e sais de sulfato, entre outros. O cloro residual total pode ser reduzido a níveis não tóxicos para a vida aquática.<sup>10, 51</sup>

Para uma boa performance, um sistema de desinfecção por cloro deve promover uma rápida mistura inicial. O objectivo de uma mistura apropriada assenta na necessidade de realçar a desinfecção iniciando a reacção entre o cloro livre e a amónia. Isto ajuda a prevenir a reacção do cloro livre com os compostos de carbono orgânico que podem formar

subprodutos perigosos. De modo a conseguir um apropriado tempo de contacto entre os microorganismos e uma concentração mínima de cloro, a câmara de contacto deve ser desenhada com os cantos arredondados para evitar que se criem zonas de fluxo morto e com antepara para minimizar o efeito de curto-circuito.<sup>10, 52, 53</sup>

Relativamente à operação e manutenção do sistema de desinfecção deverão ser desenvolvidas importantes actividades rotineiras tais como, desmontar o sistema e limpar todas as partes constituintes, mesmo os medidores e os flutuadores, de seis em seis semanas. Deve remover-se o ferro e o manganês depositado, inspeccionar válvulas e molas todos os anos, e ainda testar e calibrar o equipamento conforme as recomendações do fabricante. É importante que se desenvolva um plano de emergência para o local onde o cloro gasoso é armazenado.

Quanto aos custos, estes deverão depender de variados factores como do local de implementação do sistema, da capacidade da instalação, das características da água residual e do fabricante. Compostos de hipoclorito, por exemplo, têm tendência para ser mais caros do que o cloro gasoso.

Adicionalmente aos custos incorridos pelo processo de cloragem, muitas instalações poderão ter de considerar custos de implementação de um sistema de descloragem. Assim, o custo total do processo de desinfecção por cloro irá aumentar em, aproximadamente, 30 a 50% com o acréscimo da descloragem.<sup>51</sup>

Anualmente existem custos com a operação e a manutenção incluindo o consumo eléctrico, a limpeza de químicos e suas fontes, variadas reparações no equipamento e custos de pessoal. De considerar ainda os custos associados ao cumprimento das normas de segurança contra incêndios, assumindo grande relevância em instalações mais pequenas.<sup>10, 23, 52, 53</sup>

Na tabela 7 estão resumidas as vantagens e desvantagens do uso do cloro como desinfectante de águas residuais.

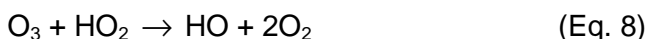
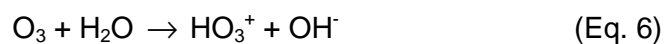
**Tabela 7. Vantagens e desvantagens da utilização do cloro na desinfecção da água** (Adaptado de <sup>10</sup>)

Vantagens	Desvantagens
Cloro	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tecnologia bem estabelecida;</li> <li>- Directamente, o cloro tem maior custo-eficiência do que a desinfecção por ozono ou UV (excepto se for necessária a descloragem e exigências de segurança contra incêndios);</li> <li>- O cloro residual que se mantém no efluente pode prolongar a desinfecção após o tratamento inicial e pode ser medida para avaliar a eficiência;</li> <li>- Processo de confiança e eficiente contra um extenso espectro de organismos patogénicos;</li> <li>- Disponível sob a forma de hipoclorito de cálcio e sódio, considerados mais seguros que o cloro gasoso.</li> <li>- Apresenta controlo flexível na dosagem;</li> <li>- É passível de eliminar certos odores nocivos durante a desinfecção;</li> <li>- Eficiente na oxidação de certos compostos orgânicos e inorgânicos;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cloro residual, mesmo em baixas concentrações, é tóxico para a vida aquática e poderá requerer descloragem;</li> <li>- Todas as formas de cloro são altamente corrosivas e tóxicas, assim, armazenamento, transporte e manuseamento são um risco, sendo necessário implementar regras de segurança;</li> <li>- Cloro residual é instável na presença de elevadas concentrações de materiais provenientes da carência de cloro, necessitando de maiores doses para atingir a desinfecção adequada;</li> <li>- Oxida certos tipos de matéria orgânica presente na água residual, formando mais compostos perigosos (ex.: trihalometanos...)</li> <li>- Algumas espécies de parasitas mostraram-se resistentes a baixas doses de cloro;</li> <li>- O nível de sólidos dissolvidos aumenta no efluente tratado;</li> <li>- O índice de cloro na água residual aumenta;</li> <li>- Tempo de contacto relativamente longo comparativamente aos outros sistemas;</li> <li>- Efeitos a longo prazo da descarga de compostos desclorados no meio ambiente, são ainda desconhecidas.</li> </ul>

### 1.6.2. Desinfecção por Ozono

Tratando-se de uma molécula composta por três átomos de oxigénio, o ozono ( $O_3$ ) é produzido quando as moléculas de oxigénio ( $O_2$ ) são dissociadas recorrendo a uma fonte de energia. Os átomos de oxigénio colidem com o oxigénio molecular, formando um gás instável e altamente reactivo – o ozono. Pode ser produzido por electrólise, reacção fotoquímica, ou reacção radioquímica por descarga eléctrica. Este último método é usado para a geração de ozono em água ou aplicações de desinfecção de águas residuais.<sup>10, 22</sup>

O interesse do uso do ozono na desinfecção de águas residuais deve-se ao seu poder oxidante, visto tratar-se de uma substância com um elevado potencial de oxidação. Isto é, o ozono decompõe-se e reage com as moléculas de água, formando radicais livres (peróxido de hidrogénio -  $HO_2$  e hidroxilo -  $OH$ ) com grande capacidade de oxidação, participantes eficazes no processo de desinfecção. Apresentam-se de seguida as reacções de decomposição do ozono:<sup>10, 55, 56</sup>



Os processos chave de controlo da operação são a dosagem, a mistura e o tempo de contacto.

Como a pressão parcial do ozono é inferior à do oxigénio diatómico, facilita a sua dissociação e mistura na água, devendo esta ser uniforme e o mais eficiente possível. A quantidade de ozono que se dissolve na água residual, a temperatura constante, é função da pressão parcial do composto no seu estado gasoso em contacto com a água ou na corrente de alimentação do gás.<sup>10, 22, 55, 56</sup>

Como já referido anteriormente, este é um composto instável e que se decompõe em oxigénio elementar, num curto espaço de tempo, não podendo ser transportado ou

armazenado. A maioria das estações de tratamento que incluem ozonização produz o ozono no local (*"in situ"*) impondo uma descarga de alta voltagem – descarga eléctrica, através de uma passagem que contém oxigénio gasoso.

Assim, o sistema de desinfecção por ozono inclui a preparação do gás, geração ou produção do ozono, câmara de contacto e destruição do ozono. O gás de alimentação, que pode ser ar puro ou oxigénio puro, passa por um gerador de ozono, onde sofre uma descarga eléctrica. A descarga eléctrica é a fonte de energia mais utilizada para a produção deste composto, deste modo, a desinfecção por ozono requer uma grande quantidade de energia sendo necessário uma boa operação e manutenção para assegurar que o sistema está optimizado relativamente ao controlo de encargos de energia.

Após a sua geração, o composto é conduzido para a câmara de contacto que contém a água residual a desinfectar, entrando em contacto com esta por um mecanismo cujo principal objectivo é transferir o ozono borbulhado para o volume de líquido enquanto fornece o tempo de contacto suficiente para a desinfecção. Este processo pode ser por bolha difusa, por injeção de pressão positiva ou pressão negativa (Venturi), mecanicamente agitados, entre outros processos. Devido ao seu rápido consumo deve entrar em contacto com o efluente uniformemente perto da admissão de ozono.<sup>10, 55, 56, 60</sup>

Os gases formados na câmara de contacto devem ser tratados de forma a destruir qualquer ozono restante antes de ser libertado para a atmosfera. Consequentemente, é essencial que se mantenha uma dosagem de ozono óptima para uma melhor eficiência. Quando o oxigénio puro é usado como gás de alimentação, os gases produzidos na câmara de contacto podem ser reciclados para gerar ozono ou para serem reutilizados no tanque de arejamento.

Como oxidante extremamente reactivo, o ozono destrói as bactérias actuando directamente na parede das células, desintegrando-as (lise das células), resultado da oxidação do protoplasma. É também eficaz no combate a vírus, e geralmente mais do que o cloro.<sup>55</sup>

Apesar de se verificar a formação de alguns subprodutos durante o processo de ozonização, como vários ácidos ou aldeídos entre outros, não há aumento dos sólidos dissolvidos e não há afectações com a presença de iões amónia ou pelo pH. Por estas



razões, este processo é considerado uma alternativa ao uso de cloro ou hipocloritos, especialmente quando é necessária a descloração.

Concluiu-se que o ozono pode ser tóxico para a vida aquática, entretanto, e devido à sua rápida dissipação, os resíduos do ozono já não serão encontrados aquando da descarga no meio receptor, e deixam de ser necessários processos de remoção desses compostos.<sup>57, 58</sup> Alguns investigadores afirmaram que *“este processo pode gerar compostos tóxicos mutogénicos e/ou cancerígenos, compostos estes instáveis e apenas presentes por alguns minutos na água ozonada”* (in Metcalf & Eddy, pg. 1293).<sup>10</sup>

Um dos benefícios do uso desta técnica de desinfecção é que a concentração de oxigénio dissolvido na água será elevada até níveis perto da saturação, devido à rápida decomposição do ozono em oxigénio. Este aumento na concentração de oxigénio poderá excluir a necessidade de rearejamento para cumprir parâmetros de descarga ou níveis de qualidade da água.

O facto de a geração do ozono usar uma quantidade significativa de energia implica uma constante atenção sobre o sistema para assegurar que o processo está optimizado para um desempenho controlado.<sup>10, 22, 31, 56</sup>

Não deve haver fugas nas conexões dentro ou à volta do gerador de ozono, pelo que o operador deve verificar rotineiramente a existência de fugas. Uma fuga mínima pode provocar concentrações ambientalmente inaceitáveis de ozono. Assim, o equipamento de monitorização deve ser testado e calibrado.

Tal como o oxigénio, o ozono é limitado em termos de solubilidade e decompõe-se mais rapidamente na água do que no ar. Este facto, e por ser muito reactivo, requer que a câmara de contacto esteja bem coberta e que o ozono se difunda tão eficientemente quanto possível na água residual.

A forma gasosa de ozono, quando atinge concentrações na ordem dos 240 g/m<sup>3</sup>, é explosiva, mas uma vez que normalmente os sistemas não ultrapassam concentrações de 50 a 200 g/m<sup>3</sup> este deixa de ser um problema. No entanto, ozono gasoso permanecerá perigoso durante algum tempo e será necessário um cuidado extremo quando se opera com um sistema deste tipo.

Os custos do sistema de desinfecção por ozono dependem do fabricante, do local de implementação, da capacidade da instalação e as características do efluente a ser desinfetado. No geral, estes custos são elevados comparativamente com os de outras técnicas de desinfecção.

Devido à baixa concentração de ozono que se consegue gerar a partir de ar ou mesmo oxigénio, a energia necessária à transferência para a fase líquida do composto é uma consideração crítica em termos económicos. Por esta razão as câmaras de contacto, geralmente, são muito profundas e cobertas.

O custo total do sistema de ozonização está também muito determinado pelo capital e pelos custos de operação e manutenção. Os custos anuais de operação incluem o consumo de energia e variadas reparações de equipamento.

Apesar de tudo é preciso ter em conta o facto de que cada sistema é específico do local, dependendo das limitações da instalação, pelo que os custos deverão variar.<sup>55, 56</sup>

Na Tabela 8 estão resumidas as vantagens e as desvantagens que a escolha desta tecnologia representa.

**Tabela 8. Vantagens e desvantagens da utilização do ozono na desinfecção da água** (Adaptado de <sup>10</sup>)

Vantagens	Desvantagens
Ozono	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Desinfectante eficiente;</li> <li>- Maior eficiência que o Cloro na inactivação de alguns vírus, esporos e cistos;</li> <li>- Requer menos espaço;</li> <li>- Menor tempo de contacto relativamente ao Cloro (aproximadamente 10 a 30 minutos);</li> <li>- Não existem resíduos perigosos que necessitem de ser removidos após o processo de ozonização, pois o ozono decompõe-se rapidamente;</li> <li>- Depois do processo não há crescimento de microorganismos, excepto aqueles que ficaram protegidos pelas partículas presentes na água residual;</li> <li>- É gerado no local pelo que existem menos problemas de segurança associados ao armazenamento e ao manuseamento;</li> <li>- Contribui para a concentração de oxigénio dissolvido do efluente, que pode eliminar a necessidade de rearejamento e aumenta o nível de oxigénio dissolvido no meio receptor;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Doses baixas podem não ser eficientes na inactivação de alguns vírus , esporos e cistos;</li> <li>- Não existe uma medida imediata para se conhecer o sucesso do desinfectante no imediato;</li> <li>- Composto muito reactivo e corrosivo, sendo necessário material resistente à corrosão como aço inoxidável;</li> <li>- Não é economicamente viável em águas residuais ricas em sólidos suspensos, CBO, CQO ou carbono orgânico;</li> <li>- Extremamente irritável e possivelmente tóxico, sendo os gases formados no tanque de contacto devem ser destruídos para evitar a exposição dos trabalhadores;</li> <li>- Tecnologia mais complexa que a cloragem e a rad. UV, reclamando equipamento complicado e eficientes sistemas de contacto;</li> <li>- O custo do tratamento poderá ser relativamente elevado em termos de capital inicial e em energia intensiva.</li> </ul>

### 1.6.3. Desinfecção por Radiação Ultravioleta

O processo de desinfecção de águas residuais por radiação ultravioleta (radiação UV) consiste fundamentalmente na transferência de energia electromagnética, com origem numa lâmpada de mercúrio, até às células das bactérias. A radiação, ao penetrar na parede das células, é absorvida pelo ácido nucleico provocando alterações no material genético do organismo (ADN), e consequentemente destruindo a respectiva capacidade de reprodução.<sup>28</sup>

O sistema de desinfecção por radiação UV é composto por três componentes importantes: a lâmpada de mercúrio, o reactor e a caixa de controlo. A fonte da radiação UV é uma lâmpada germicida, fabricada com um tipo de vidro especial, que permite a passagem de 70 a 90% da radiação. Esta é gerada por uma descarga eléctrica através do vapor de mercúrio e a intensidade da radiação emitida pela lâmpada dissipa-se à medida que a distância à lâmpada aumenta.

A parte do espectro electromagnético onde ocorre radiação UV está entre os 100 e os 400 nm. A escala desta radiação caracteriza-se de acordo com o comprimento de onda, existindo as de onda-longa, onda-média e onda-curta. A porção germicida da radiação UV encontra-se entre os 220 e os 320 nm, principalmente na escalada da onda-curta.<sup>10, 54</sup>

De uma forma geral os sistemas de desinfecção por radiação UV distinguem-se em três categorias baseadas nos parâmetros internos de operação da lâmpada, e são elas: baixa-pressão baixa-intensidade, baixa-pressão alta-intensidade, e média-pressão alta-intensidade. Estes sistemas podem ainda ser classificados como canal-aberto ou tubo-fechado dependendo das suas características hidráulicas.

As lâmpadas de baixa-pressão baixa-intensidade geram, essencialmente, radiação monocromática num comprimento de onda de 254 nm, valor este muito próximo de 260 nm (255 a 265nm) que é considerado o mais eficiente na inactivação microbiológica. O tamanho destas lâmpadas situa-se entre os 0,75 e os 1,5 m, com diâmetros de 1,5 a 2,0 cm. A temperatura ideal na parede da lâmpada está entre 35 a 50 °C, e a pressão interna deverá ser de 0,007 mm Hg. A energia conseguida a partir de um comprimento de onda de 254 nm, e um fornecimento de 70 a 80 W, é de cerca de 25 a 27 W, dos quais 85 a 88% é radiação monocromática a 254 nm, fazendo do sistema uma eficiente opção no que toca a desinfecção de efluentes.<sup>45, 54, 56</sup>

Com o objectivo de proteger as lâmpadas usam-se “luvas” de quartzo que as isolam do contacto directo com a água, controlando a temperatura na parede da lâmpada. Devido ao excesso de mercúrio líquido presente neste tipo de lâmpadas, a pressão de vapor do mercúrio é controlada pela parte mais fria da parede da lâmpada. Se a parede da lâmpada não conseguir restabelecer até à temperatura óptima (aproximadamente 40 °C) algum do mercúrio condensa voltando ao seu estado líquido, e deste modo, diminui o número de átomos de mercúrio disponíveis para libertar fotões de UV.<sup>10, 45, 46</sup>

As lâmpadas de baixa-pressão elevada-intensidade são semelhantes às anteriores, à excepção de se usar um amálgama de mercúrio-índio (Hg - In) em vez de apenas mercúrio. Operam a altas descargas de corrente e a pressões entre os 0,001 e 0,01 mm Hg. A amálgama é usada para manter um nível constante de átomos de mercúrio, e assim promover a estabilidade sob uma larga escala de temperaturas, e ainda, um maior tempo de vida à lâmpada (25% mais do que as lâmpadas de baixa-pressão). Deve ser consultada literatura de fabricantes para mais especificações sobre as lâmpadas, pois a tecnologia está em constante desenvolvimento.

Apesar de a radiação UV poder ser usada em instalações de vários tamanhos, as lâmpadas de média-pressão alta-intensidade são, geralmente, mais usadas nas grandes instalações. Apresentam, aproximadamente, mais 15 a 20 vezes de poder germicida do que as lâmpadas de baixa-pressão. Desinfectam mais rapidamente e possuem grande potencialidade de penetração, devido à sua elevada intensidade. No entanto estas lâmpadas operam a maiores temperaturas com um maior consumo de energia. Estas lâmpadas, que operam a temperaturas na ordem dos 600 aos 800 °C e pressões de  $10^2$  a  $10^4$  mm Hg, geram radiação policromática. O seu uso está limitado, à partida, a grandes caudais de água residual, ou em sítios de espaço limitado, pois são necessárias poucas lâmpadas reduzindo o espaço ocupado pelo sistema e consequentemente o tempo de contacto.

Existem dois tipos de configuração dos reactores, como os reactores de contacto e os reactores de não-contacto. Em ambos os reactores a água residual a desinfectar pode fluir tanto perpendicularmente como paralelamente às lâmpadas.

São usadas portas ou comportas na extremidade para controlar o nível da água residual. Nos reactores de contacto as lâmpadas estão revestidas por “luvas” de quartzo ao contrário dos reactores de não-contacto em que as lâmpadas de UV estão suspensas atrás de uma

conduta transparente que transporta a água residual a desinfectar. Estes reactores não são tão comuns como os de contacto. Em ambos os tipos a caixa de controlo fornece uma voltagem inicial às lâmpadas e mantém a corrente contínua.<sup>10, 30, 32, 54, 56</sup>

Na altura de escolher um sistema de desinfecção por radiação UV devem ser considerados três factores importantes:

- propriedades hidráulicas do reactor: idealmente, um sistema de desinfecção por radiação UV deve apresentar um fluxo uniforme com movimento axial suficiente (mistura radial) para maximizar a exposição do efluente à radiação. O trajecto que um organismo faz no reactor determina a quantidade de radiação UV a que será exposto até momentos antes da inactivação. O reactor deve ser desenhado de modo a eliminar curto-circuitos e/ou zonas mortas, que podem resultar no uso ineficiente da energia e reduzir o tempo de contacto;

- intensidade da radiação UV: os factores que afectam a intensidade da radiação são a idade e a sujidade das lâmpadas, e a sua configuração e colocação no reactor;

- características da água residual a desinfectar: este factor inclui a taxa de fluxo, sólidos suspensos e coloidais, densidade bacteriana inicial, e outros parâmetros físicos e químicos. Ambas as concentrações de SST e de partículas associadas aos microrganismos determinam a quantidade necessária de radiação UV necessária para atingir finalmente o organismo alvo. Quanto maiores forem estas concentrações mais baixa é a radiação absorvida pelos organismos.<sup>54</sup>

Várias características da água residual e os seus efeitos no processo de desinfecção estão apresentadas na Tabela 9.

Os vários microorganismos que existem no efluente requerem diferentes intensidades de radiação UV para a sua destruição. O grau de destruição é função do tempo de exposição e da intensidade de radiação e, quando se escolhe este método é necessário uma operação e manutenção apropriadas, de modo a garantir que a radiação transmitida aos organismos é suficiente para os tornar estéreis.<sup>10, 54</sup>

**Tabela 9. Efeitos das propriedades da água residual na desinfecção por radiação UV** (Adaptado de <sup>10</sup>)

<b>Características da água residual</b>	<b>Efeitos na desinfecção por radiação UV</b>
Amónia	Efeito mínimo, ou mesmo nenhum
Nitrito	Efeito mínimo, ou mesmo nenhum
Nitrato	Efeito mínimo, ou mesmo nenhum
CBO	Efeito mínimo, ou mesmo nenhum, no entanto se uma grande porção do CBO for compostos insaturados a intensidade da radiação será diminuída
Dureza	Afecta a solubilidade de metais que podem absorver a luz UV; pode estar ligada à precipitação de carbonatos nos tubos de quartzo
Ferro	Alta absorção de radiação UV
pH	Afecta a solubilidade de metais e carbonatos
SST	Absorve a radiação UV e protege as bactérias agregadas

Assim, todas as superfícies dispostas entre a fonte de radiação e os microorganismos têm de estar limpas para que as lâmpadas e o reactor operem com a maior eficiência possível. De facto, a limpeza regular e eficaz das lâmpadas é fundamental para o bom funcionamento do sistema. A limpeza química mais comum é feita com ácido cítrico, no entanto existem outros agentes químicos igualmente eficazes, como soluções de vinagre e de hidrossulfito de sódio (mais comum para reactores de não-contacto). A escolha do melhor agente de limpeza química passa por ensaios, de forma a encontrar o agente químico mais adequado face às características da água residual, evitando a formação de subprodutos tóxicos e prejudiciais. A frequência da limpeza é específica de cada instalação, sendo que alguns sistemas necessitam ser limpos mais vezes do que outros.

O tempo de vida médio de uma lâmpada varia entre 8760 e 14000 horas de trabalho, sendo que as lâmpadas são, geralmente, mudadas depois de 12000 horas de uso. Os

procedimentos de operação devem ser otimizados de forma a reduzir os ciclos de ligado/desligado das lâmpadas, pois a sua eficiência diminui com ciclos repetidos.

Resumindo, a eficiência da desinfecção por UV depende de vários factores, como as características da água residual, a intensidade da radiação, o tempo de exposição à radiação e a configuração do reactor.<sup>10, 28, 44, 46</sup>

Relativamente aos aspectos económicos, a radiação por UV não é, em regra, tão competitiva como o processo de cloragem, mas apresenta custos semelhantes ou análogos ao processo de cloragem/descloragem. Dependem de alguns factores (já referidos na descrição das outras tecnologias) como o fabricante, a capacidade da instalação e as características da água residual a tratar.

Os custos anuais de operação incluem o consumo de energia, químicos de limpeza, variadas reparações no equipamento que possam ser necessárias e substituição de lâmpadas, caixas de controlo e “luvas”.

Nos últimos anos os custos diminuíram com as melhorias nas lâmpadas e nos projectos, aumentando a competição e a confiança no sistema.<sup>54</sup>

As lâmpadas de média-pressão custam quatro ou cinco vezes mais que as lâmpadas de baixa-pressão. Contudo, o reduzido número de lâmpadas necessárias para uma desinfecção adequada faz das lâmpadas de média-pressão melhores em termos de custo-eficiência.<sup>10</sup>

A Tabela 10 apresenta as vantagens e desvantagens da escolha deste método no processo de desinfecção.

Em resumo, a Tabela 11 sugere uma comparação, em termos de características, entre os três métodos anteriormente descritos.



**Tabela10. Vantagens e desvantagens da utilização da radiação UV na desinfecção da água** (Adaptado de <sup>10</sup>)

Vantagens	Desvantagens
<u>Radiação UV</u>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Eficiente na inactivação de muitos vírus, esporos e cistos;</li> <li>- Processo físico (em vez de desinfectante químico), que elimina a necessidade de geração, manuseamento, transporte e armazenamento de compostos tóxicos/perigosos ou corrosivos;</li> <li>- Não existem qualquer efeito residual passível de afectar a saúde humana ou a vida aquática;</li> <li>- Processo “amigo” do operador (não perigoso);</li> <li>- Quando comparado com outros desinfectantes, apresenta um tempo de contacto curto (aproximadamente 20 a 30 segundos com lâmpadas de baixa-pressão);</li> <li>- O equipamento requer menos espaço do que nos outros métodos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Baixas dosagens podem não ser eficientes na destruição de alguns vírus;</li> <li>- Por vezes, os organismos podem reparar e reverter os efeitos destrutivos da radiação através de um “mecanismo de reparação”, conhecido por fotoreactivação, ou na ausência de luz chamada “reparação escura”;</li> <li>- Necessidade de um programa preventivo de manutenção de forma a evitar a sujidade dos tubos;</li> <li>- Turvação e os SST presentes no efluente podem causar a ineficiência do processo. Desinfecção por UV não é tão eficiente com efluentes secundários com nível de SST acima de 30 mg/L;</li> <li>- Não é um processo tão bom em termos de custo-eficiência como a cloragem, mas os custos são competitivos quando o sistema de cloragem exige descloragem e normas de segurança contra incêndios;</li> <li>- Poderá necessitar de várias lâmpadas.</li> </ul>

**Tabela 11. Comparação das principais tecnologias de desinfecção** (Adaptado de <sup>10</sup>)

<b>Características</b>	<b>Cloro</b>	<b>Hipoclorito de Sódio</b>	<b>Hipoclorito de Cálcio</b>	<b>Ozono</b>	<b>Radiação UV</b>
Custos	Baixos	Moderadamente baixos	Moderadamente baixos	Moderadamente altos	Moderadamente altos
Poder desodorizante	Elevado	Moderado	Moderado	Elevado	na*
Homogeneidade	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	na*
Interacção com material estranho	Oxida a matéria orgânica	Oxido activo	Oxido activo	Oxida a matéria orgânica	Absorção da radiação UV
Não corrosivo	Altamente corrosivo	Corrosivo	Corrosivo	Altamente corrosivo	na*
Não tóxico para seres vivos	Altamente tóxico para os seres vivos	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Penetração na parede celular	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Moderado
Precauções de Segurança	Elevadas	Moderadas	Moderadas	Moderadas	Baixas
Solubilidade	Moderadamente	Elevada	Elevada	Elevada	na*
Estabilidade	Estável	Ligeiramente instável	Relativamente estável	Instável, deve ser gerado quando usado	na*
Tóxico para os microorganismos	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Tóxico à temperatura ambiente	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado

\*na – não aplicável

## 2. MÉTODOS EXPERIMENTAIS

O estudo do sistema de tratamento e sua eficiência baseou-se na determinação, ao longo do tempo, dos principais parâmetros físico-químicos analisadores da qualidade da água residual a tratar.

### 2.1. Parâmetros de controlo

Uma breve descrição destes parâmetros é apresentada nos tópicos seguintes.

#### 2.1.1. Carência Bioquímica de Oxigénio

A Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>) é um dos parâmetros mais importantes na análise da qualidade das águas, tanto residuais como superficiais. A sua determinação envolve a determinação do oxigénio dissolvido usado pelos microorganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. Assim, os testes de CBO permitem-nos determinar aproximadamente a quantidade de oxigénio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente, assim como medir a eficiência de alguns processos de tratamento.

A determinação deste parâmetro baseia-se na colocação da amostra de água a analisar em garrafas que não permitam a entrada/saída de oxigénio, adicionando água de diluição rica em oxigénio e nutrientes necessários ao crescimento bacteriano, numa incubadora com temperatura constante (aproximadamente 20°C) por um período de cinco dias. Este é o período *standard* de incubação, mas podem ser usados outros tempos e outras temperaturas.

A concentração de oxigénio dissolvido é medida antes de selar as garrafas e ao fim dos 5 dias, e o CBO é então calculado segundo a equação:

$$CBO(mg.O_2 / L) = \frac{D_1 - D_2}{P} \quad (\text{Eq.10})$$

em que, D<sub>1</sub> – oxigénio dissolvido medido imediatamente após a preparação da amostra;

D<sub>2</sub> – oxigénio dissolvido medido após incubação de 5 dias a 20°C;

P – fracção de amostra no volume total.

Uma vez que não há trocas de oxigénio com o meio ambiente, a concentração de oxigénio deverá manter-se ou diminuir. A diminuição na concentração de oxigénio será devida à actividade respiratória dos organismos e/ou devido à oxidação de substâncias que são instáveis na presença de  $O_2$ , tais como o ferro ferroso ou a amónia. Assim, o CBO deve ser sempre encarado como um gasto bioquímico de oxigénio e não apenas químico.<sup>3, 10, 11</sup>

### 2.1.2. Carência Química de Oxigénio

A Carência Química de Oxigénio (CQO) é um parâmetro analítico da qualidade das águas que mede, de forma indirecta, a fracção de carga química presente, através da medição da quantidade de oxigénio consumida numa amostra devido à acção de substâncias redutoras (elementos com baixo número de oxidação) de origem química. Desta forma, haverá CQO numa amostra que contiver substâncias orgânicas e/ou inorgânicas passíveis de oxidação pelo dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) em meio ácido.

É de esperar que o CBO último apresente o mesmo valor em termos de CQO, o que raramente acontece. Algumas das razões para estas diferenças são o facto de muitas substâncias orgânicas difíceis de oxidar biologicamente poderem ser oxidadas quimicamente, e a existência de substâncias inorgânicas que são oxidadas pelo dicromato e que aumentam o aparente conteúdo orgânico da amostra.

Com o desenvolvimento das tecnologias de tratamento biológico e principalmente na remoção de nutrientes, tornou-se importante dividir o CQO em fracções, sendo as principais a parte solúvel e a parte particulada do CQO medido. Nos sistemas biológicos estas fracções são medidas para que seja possível avaliar o tratamento. Assim, o CQO solúvel é possível de medir usando uma amostra previamente filtrada, e desta forma as diferenças entre o CQO solúvel e o particulado dependem do tamanho dos poros dos filtros.

Existem vários métodos para a medição do CQO. No caso do método usado (Método Clorimétrico) uma quantidade de amostra é adicionada à solução ácida de dicromato que se digere posteriormente. Após a digestão pode ser medida a sua absorvância no espectrofotómetro a 600nm. A concentração de CQO pode então ser determinada baseada numa recta de calibração feita a partir de padrões de hidrogenoftalato de potássio ( $C_8H_5O_4K$ ) – KHP. Isto é, através da equação de oxidação do KHP deduz-se que 1 mg/L de KHP exerce uma concentração teórica de CQO de 1,176 mg  $O_2$ /L, e é através desta relação que se preparam os padrões.<sup>3, 10, 11</sup>

Comparando o CBO com o CQO fica-se com uma indicação relativa da quantidade de substâncias biologicamente degradáveis e das substâncias persistentes no efluente em estudo. A razão entre estas duas medidas pode variar muito com o tipo de água, já que cada tipo apresenta uma diferente composição orgânica. É também importante ter em conta que ambas são medidas arbitrárias do potencial consumo de oxigénio, isto é, o valor destes testes reside no facto de, por experiência, se poder estimar o impacte na concentração de oxigénio no meio receptor, provocado pela descarga do efluente em causa.

### 2.1.3. Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis

As águas residuais contêm uma grande variedade de matéria sólida. Há várias classificações para esses sólidos, desde Sólidos Totais (ST) quantificados como o resíduo restante após evaporação e secagem da amostra de água a uma determinada temperatura (entre 103 a 105 °C), aos Sólidos Sedimentáveis, que representam sólidos suspensos que sedimentam após um certo período de tempo, em ambientes estáveis/estáticos.

Os Sólidos Suspensos Totais (SST) são uma porção dos ST, presentes na água residual, porção essa que fica retida num filtro de fibra de vidro, previamente pesado, e com um tamanho específico dos poros. O resíduo retido no filtro é seco na estufa, até peso constante. O aumento de peso do filtro representa os SST. O volume de filtração poderá variar com a quantidade de sólidos em suspensão, para que o filtro não fique obstruído e prolongue a filtração.

A determinação dos SST é, então, calculada com base na equação:

$$SST(mg / L) = \frac{(A - B) \times 1000}{V_{amostra}} \quad (\text{Eq. 11})$$

em que, A – peso do filtro + resíduo seco após estufa;

B – peso do filtro seco, antes da filtração;

$V_{amostra}$  – volume de amostra filtrada.

Os Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) são os sólidos que são volatilizados e consumidos quando os SST são submetidos a um ambiente de 500 °C na mufla. Os

filtros são pesados após arrefecimento e a concentração de SSV pode ser calculada segundo:

$$SSV(mg / L) = \frac{(A - C) \times 1000}{V_{amostra}} \quad (\text{Eq. 12})$$

onde, A – peso do filtro + resíduo seco após estufa;

B – peso do filtro + resíduo calcinado após mufla;

$V_{amostra}$  – volume de amostra filtrada.

É importante ter em conta o tamanho dos poros dos filtros pois, quanto mais reduzido este for maior percentagem de resíduos ficarão retidos no filtro. Assim, sabe-se que o método de determinação de sólidos não é totalmente rigoroso uma vez que os valores medidos dependem do tipo e tamanho do filtro, do volume de amostra filtrado, das características da matéria particulada, entre outros factores.

Não obstante, os resultados obtidos através deste teste são usados para avaliar a *performance* dos sistemas convencionais de tratamento, assim como a necessidade de filtração do efluente após tratamento e em vistas de aplicação para reutilização.<sup>3, 10, 11</sup>

#### 2.1.4. Nutrientes

Um controlo da presença de nutrientes na água nem sempre é necessário, mas é considerado indispensável quando se tratam de águas residuais tratadas que são descarregadas, directa ou indirectamente, em corpos de água como rios ou lagos, por forma a prevenir a aceleração da eutrofização. Este fenómeno consiste no enriquecimento do sistema aquático com nutrientes, sobretudo compostos de azoto e fósforo, que provoca o crescimento acelerado de algas e outras formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa.

A eutrofização pode ser natural ou consequência das actividades humanas. Quando esta ocorre de forma natural, o sistema aquático torna-se eutrófico muito lentamente e o ecossistema mantém-se em equilíbrio. Geralmente a água conserva-se em boa qualidade e a comunidade biológica continua a ser saudável. Por outro lado, quando resulta da actividade humana há um aceleração do processo de eutrofização, os ciclos biológicos e químicos podem ser interrompidos.

O objectivo do controlo de nutrientes é, assim, limitar fontes externas quanto possível e desse modo abrandar o processo de eutrofização e reduzir os seus efeitos negativos.<sup>3, 12, 42</sup>

### 2.1.4.1. Azoto

O azoto é um nutriente essencial para o crescimento de plantas e microorganismos, no entanto um excesso deste composto em efluentes provenientes de sistemas de tratamento de águas residuais, está associado a um crescimento indesejável de algas e plantas no sistema receptor, aliás como já foi referido anteriormente. É, ainda, de mencionar a toxicidade da forma amoniacal do azoto para a comunidade de peixes dos ecossistemas.

Este composto está presente nos efluentes domésticos, proveniente da ureia e combinado com fezes e outros materiais orgânicos, é um indicador da idade e condição da água residual, sendo que, uma água residual dita fresca contém primariamente amónia (proveniente da rápida hidrólise da ureia) e compostos orgânicos de azoto (proteínas, peptídeos, aminoácidos, entre outros). Os compostos orgânicos são lentamente decompostos pelas bactérias em amónia, dióxido de carbono e água.<sup>10, 12, 36</sup>

### 2.1.4.2. Fósforo

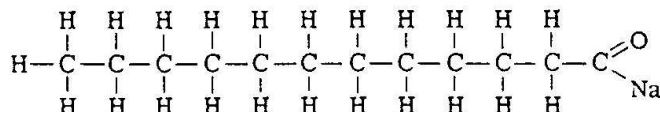
O fósforo é um nutriente também muito importante no crescimento da comunidade biológica, principalmente no desenvolvimento de algas e plantas aquáticas. Tal como com o azoto e com as mesmas consequências, a presença em excesso de fósforo no efluente tratado é visto como um risco para o meio aquático receptor.

As principais fontes de fósforo em efluentes domésticos provêm do metabolismo humano, detergentes sintéticos, e químicos usados no tratamento da água (cloro, por exemplo).

O fósforo total é decomposto em fósforo orgânico e fósforo inorgânico, todos expressos como P. As formas inorgânicas deste composto representam aproximadamente 70% do fósforo total presente nos efluentes domésticos. A restante percentagem diz respeito à parte orgânica.<sup>10, 12, 36</sup>

### 2.1.5. Substâncias Tensioactivas

Durante centenas de anos os sabões foram usados para processos de limpeza e lavagem, em todo o mundo. A sua estrutura típica é apresentada na Figura 11:



**Figura 13 – Estrutura típica do sabão**

Este composto de longa cadeia, sintetizado a partir de óleos e gorduras, é facilmente degradado pelas bactérias e apresenta um tempo de residência no meio ambiente menor que um dia.

São constituídos essencialmente por três compostos base: tensioactivos (agente humedecedor), um agente complexante e uma base para reagir e neutralizar os ácidos presentes na solução.

Os tensioactivos são agentes de superfície, também denominados surfactantes, e são compostos orgânicos que modificam as propriedades da água. Dado que a sua dissolução em água corresponde à sua localização preferencial à superfície, em vez de uma distribuição uniforme por todo o líquido, este composto provocará uma diminuição da tensão superficial. Ao diminuir a tensão superficial da água, os tensioactivos fornecem poder de limpeza às superfícies (por exemplo, roupas e louças...).

Os principais efeitos considerados prejudiciais no uso indiscriminado de tensioactivos podem ser sintetizados da seguinte forma:

- Formação de espumas: inibem ou paralisam os processos de depuração natural (ou artificial), concentram as impurezas e podem disseminar as bactérias ou os vírus;
- Diminuição da absorção de oxigénio da atmosfera e da sua dissolução, mesmo que na ausência de espuma, por aparecimento de uma película isolante que se forma na superfície da água;
- O aumento do conteúdo de fosfatos no meio aquático, resultante dos polifosfatos que se utilizam na combinação com os tensioactivos, favorece a eutrofização dos lagos e o desenvolvimento acelerado de organismos plânctónicos nos rios.<sup>14, 19, 39</sup>



### 2.1.6. Óleos e Gorduras

Os óleos e as gorduras estão presentes nas águas residuais, geralmente, introduzidos pelo uso de determinados materiais como manteiga e margarina e óleos vegetais, utilizados na alimentação, assim como óleos provenientes dos veículos, quando lavados por exemplo. Podem ser quantificados como ácidos gordos, que são praticamente eliminados durante o tratamento biológico.

Na determinação de óleos e gorduras a quantificação absoluta de uma substância específica não é mensurável. No entanto, grupos de substâncias com características físicas semelhantes são determinados com base na sua fácil solubilidade em solventes orgânicos. Os óleos e as gorduras são definidos como todo o material que se apresenta como substância dissolvida no solvente.

Estes compostos podem causar vários problemas tanto nos canos de esgoto como nos sistemas de tratamento de águas residuais. Se presentes em quantidades excessivas podem interferir nos processos biológicos aeróbios e anaeróbios provocando decréscimo na eficiência dos sistema de tratamento. Quando descarregados em efluentes ou efluentes tratados podem degradar o sistema ecológico, criando uma camada de matéria flutuante na superfície da água.

O conhecimento da quantidade de óleos e gorduras pode ser importante no dimensionamento e operação de sistemas de tratamento de efluentes, bem como para alertar para certas dificuldades no mesmo tratamento.<sup>10, 42</sup>

### **2.2. Métodos de análise**

As metodologias para a avaliação dos parâmetros foram retiradas, essencialmente, do livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)*, 1992, 18th Edition, onde podem ser consultadas com mais pormenor.

Na Tabela 12 estão apresentados os parâmetros analisados assim como o método utilizado para a análise, com a respectiva referência correspondente ao SMEWW, e o local onde as análises foram efectuadas.

**Tabela 12. Procedimentos experimentais usados e local onde foram efectuadas as análises**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método e referência</b>	<b>Laboratório de análise</b>
CBO <sub>5</sub>	Método Respirométrico nº 5210 B – SMEWW	SERUrb
CQO	Método Clorimétrico nº 5220 D – SMEWW	Universidade de Aveiro e SERUrb
SST	Método nº 2540 D – SMEWW	Universidade de Aveiro e SERUrb
SSV	Método nº 2540 E – SMEWW	Universidade de Aveiro e SERUrb
Azoto Amoniacal	Método nº 4500 C – SMEWW	SERUrb
Fósforo	Método nº 4500 E – SMEWW	SERUrb
Substâncias Tensioactivas	Método nº 5540 C – SMEWW	SERUrb
Óleos e Gorduras	Método nº 5520 B – SMEWW	SERUrb

### 3. RESULTADOS DA OPERAÇÃO DA UNIDADE À ESCALA LABORATORIAL

#### 3.1. Descrição da Unidade à Escala de Laboratório

A unidade de laboratório era constituída por vários equipamentos: uma unidade de vidro acrílico constituída por duas câmaras isoladas entre si, uma bomba peristáltica, um suporte universal, um agitador, duas pás de agitação, dois difusores de ar (borbulhadores), uma válvula electromagnética e dois relógios temporizadores, entre outros materiais de laboratório necessário à operação da unidade.

Cada câmara independente, consistiu num reactor a funcionar com as respectivas diferenças no modo de operação, explicadas mais à frente no presente relatório. No suporte universal, o agitador permitiu rodar as duas pás de agitação (uma para cada reactor). No fundo de cada reactor colocou-se um difusor/borbulhador de ar com ligação à linha de ar comprimido, através de tubagens. A admissão de ar comprimido era controlada através de uma válvula electromagnética accionada por um temporizador. A bomba peristáltica foi usada para a fase de enchimento, bombeando um determinado

caudal de alimentação para dentro de cada um dos reactores, e ainda na fase de decantação para remover os clarificados dos reactores. O controlo do ciclo de operação foi facilitado através da utilização de dois relógios temporizadores, ligando e desligando a agitação e o arejamento, assim como a bombagem quer de alimentação quer na retirada dos clarificados.

### **3.2. Ensaio Preliminar**

Inicialmente a unidade funcionou apenas com um reactor, alimentado com o efluente proveniente da lavagem dos camiões e operando com um ciclo pouco definido e rigoroso, tendo como objectivo observar a formação de lamas aeróbias, responsáveis pela degradação da matéria indesejada e a eventual viabilidade do processo, em termos de remoção de matéria orgânica.

No início deste ensaio preliminar, notou-se a formação de uma pequena película de espuma durante a fase de reacção, o que denuncia a presença de tensioactivos no efluente de alimentação. As várias alimentações foram efectuadas com adição de nutrientes ao efluente proveniente da lavagem dos camiões nas instalações da empresa, consistindo numa solução de tampão fosfato, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio, cloreto férrico e como fonte de azoto o nitrato de amónia.

O processo de formação de lamas demora algum tempo pelo que nos primeiros dias não se verificaram diferenças significativas no reactor. Cinco dias após o arranque do processo observou-se a sedimentação floculenta de uma pequena quantidade de lamas, o que indicava o início da sua formação. Assim, efectuaram-se análises periódicas às lamas, em termos quantitativos, para conhecer a concentração presente no reactor e a sua evolução. Paralelamente efectuaram-se análises a outros parâmetros: a concentração de sólidos no efluente de alimentação e a remoção de matéria orgânica durante os ciclos, através da medição das CQO solúveis, de entrada e de saída dos reactores. Um mês depois a produção contínua de lamas era evidente nos resultados das análises e na sedimentação que começava agora a ocorrer em massa. A remoção de CQO atingia valores aceitáveis, na ordem dos 70%, sendo a concentração de lamas significativa. Através deste ensaio preliminar, verificou-se que o processo tinha potencialidade para uma boa operação e para a obtenção de resultados satisfatórios. Assim estabeleceram-se as condições de operação dos dois reactores para os ensaios subsequentes.

### 3.3. Ensaio da Unidade SBR – Condições de Operação

Foram operados os dois reactores, com as lamas geradas no ensaio preliminar, sob um ciclo de 24 horas, distribuídas pelas cinco fases do ciclo, de acordo com os tempos presentes na Tabela 13. Em cada reactor realizaram-se dois ensaios com diferentes condições operatórias, que se resumem na Tabela 14.

**Tabela 13 – Fases do ciclo de 24 horas de operação do SBR**

FASE	Tempo de duração	Características
Enchimento <sup>*2</sup>	$t_e = 8$ horas	Com agitação e arejamento
Reacção	$t_r = 8$ horas	Com agitação e arejamento
Sedimentação	$t_s = 2$ horas	Sem agitação e sem arejamento
Decantação <sup>*3</sup>	$t_d = 2$ horas	Sem agitação e sem arejamento
Idle	$t_i = 4$ horas	Com agitação e arejamento

<sup>\*2</sup>Ver Figura 14

<sup>\*3</sup>Ver Figura 15



**Figura 14. Fase de enchimento com alimentações distintas, unidade de laboratório (DAO – Universidade de Aveiro)**



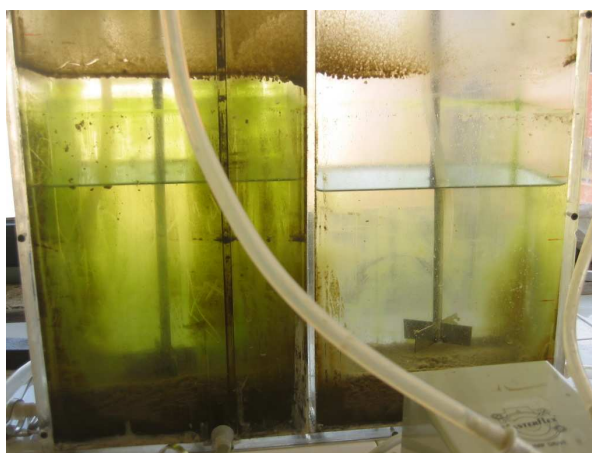
**Figura 15. Fase de decantação, unidade de laboratório (DAO - Universidade de Aveiro)**

**Tabela 14 – Condições operatórias do SBR**

ENSAIO		Nutrientes	Fracção Volumétrica de Decantação/Alimentação	Tempo de Duração	Volume líquido total (L)
Reactor 1	1º ensaio – R11	Com adição	50%	1 mês	5
	2º ensaio – R12	Sem adição	50%	1 mês	5
Reactor 2	1º ensaio – R21	Sem adição	50%	1 mês	5
	2º ensaio – R22	Sem adição	70%	1 mês	5

No primeiro ensaio (R11 e R21) os reactores funcionaram em paralelo diferindo na fase de enchimento (Figura 14): o reactor 1 (R11) era alimentado com efluente da lavagem dos camiões nas instalações da empresa ao qual eram adicionados os nutrientes, ao contrário do reactor 2 (R21) que foi alimentado com o mesmo efluente mas sem nutrientes. O objectivo foi estudar a necessidade de adição de nutrientes ao efluente.

Durante o mês do 1º ensaio, aproximadamente, os reactores operaram com características semelhantes sendo que a principal diferença estava na alimentação, como já referido. Durante este período a retirada de lamas em excesso ocorreu diariamente, até se verificar um significativo abaixamento da concentração nos reactores pelo que se suspendeu a retirada de lamas com o objectivo de deixar o sistema recuperar a biomassa perdida. No entanto, nesta fase do trabalho, surgiram alguns problemas como a formação de algas (Figura 16), principalmente no reactor 1. A causa mais provável para este fenómeno está na adição de nutrientes que, com a ajuda da intensa luz solar do exterior que incidia nos reactores durante todo o dia (o laboratório onde se encontravam tem bastante luz durante todo o dia), criou boas



**Figura 16. Formação de algas nos reactores, unidade de laboratório (DAO – Universidade de Aveiro)**

condições para o crescimento destes organismos. Apesar de fornecerem oxigénio, estes afectam o sistema na medida em que se agregam às paredes do reactor e às partículas em suspensão deturpando os valores das análises. No reactor 2, como é possível observar na Figura 16, também surgiram algumas algas mas não com a mesma intensidade do reactor 1, isto porque o reactor 2 apenas continha a fracção de nutrientes presente no efluente, logo em concentrações mais baixas.

Assim, o ensaio seguinte (R12 e R22) foi marcado por se deixar de adicionar nutrientes no reactor 1 e pela introdução de uma maior carga no reactor 2. Isto é, dado que o volume de alimentação na fase de enchimento tem de ser igual ao volume de clarificado (Figura 17) retirado, se decantarmos um maior volume teremos de introduzir o



**Figura 17. Clarificado e lamas sedimentadas, unidade de laboratório**

mesmo em termos de alimentação, o que implica introduzir uma maior carga orgânica no reactor. Uma vez que ambos os reactores operavam sob uma remoção de clarificado de 50 % do volume total, o objectivo foi estudar a resposta do sistema, face à decantação de 70 % do volume total no reactor 2 (R22), em termos de remoção de matéria orgânica e produção de lamas ao longo do tempo. O reactor 1 (R12) manteve-se nos 50 % para haver uma base

de comparação.

Os reactores operaram durante mais um mês nestas condições, correspondentes ao ensaio 2.

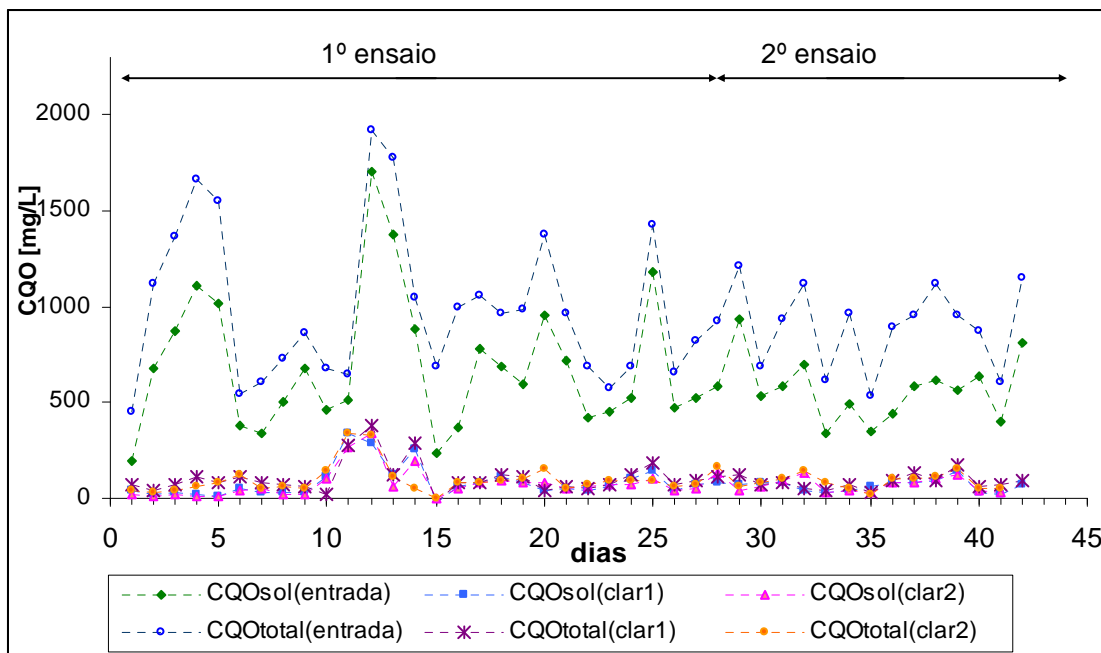
### **3.4. Resultados**

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos ao longo do tempo de operação dos reactores, assim como a sua discussão.

A Figura 18 apresenta a variação do CQO, desde o início de operação sob o ciclo de 24h, nos dois reactores. Estão representados parâmetros de entrada (alimentação) e de saída (clarificados), em termos de material solúvel e total. A diferença entre CQO solúvel

e CQO total está no método de análise, sendo que o primeiro é preparado com amostras filtradas, ou seja, sem sólidos suspensos presentes.

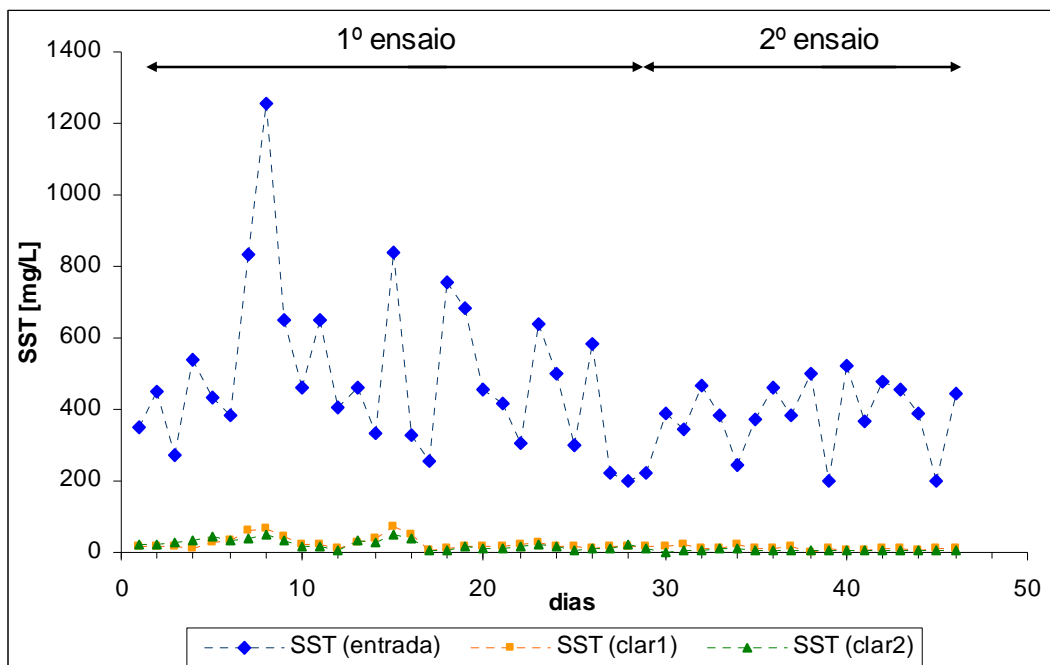
As diferenças entre os valores de CQO total e solúvel de entrada são facilmente visíveis no gráfico. Relativamente aos valores de CQO de saída a diferença de resultados entre a fracção total e solúvel não é tão acentuada devido à escassa presença de sólidos nos clarificados.



**Figura 18. Gráfico da variação de CQO na alimentação e no clarificado ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2**

O CQO de entrada apresenta uma grande variação uma vez que este parâmetro não pode ser controlado, pois depende da constituição dos resíduos transportados nos veículos e também da prática de lavagem destes. De qualquer forma o gráfico mostra uma remoção significativa desta carga sendo que os valores se situam, aproximadamente, nos 20 mg/L. De notar a variação entre os dias 10 e 15, que foi um período mais complicado de operação, uma vez que ocorreu uma perda significativa de lamas, devido a um erro no cálculo da retirada de lamas em excesso. Apesar disso os reactores recuperaram e mantiveram as remoções a um nível bastante aceitável.

A Figura 19 apresenta a variação de sólidos suspensos totais no efluente de entrada e nos clarificados.



**Figura 19. Gráfico da variação de Sólidos Suspensos Totais na alimentação e no clarificado ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2**

É novamente visível a grande diminuição de SST nos clarificados, comparativamente com a entrada. Os valores nos clarificados situam-se entre os 7 e os 15 mg/L, sendo possível observar que as linhas se sobrepõem, o que sugere disparidade mínima entre os dois reactores, apesar das diferenças nas condições de operação.

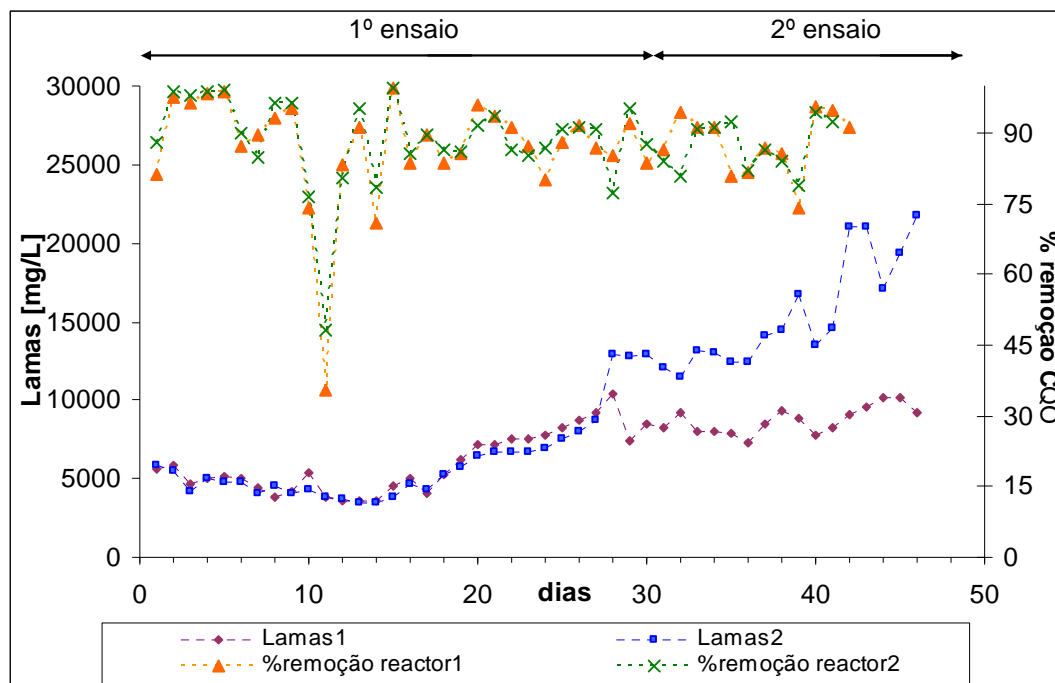
Para ilustrar o gráfico da Figura 19, apresenta-se na Figura 20 o aspecto dos filtros usados na filtração das amostras de alimentação, do clarificado 1 e do clarificado 2. A diferença de sólidos presentes é notável, como já observado no gráfico da Figura 19.



**Figura 20. Sólidos filtrados, da alimentação e dos clarificados**



Na Figura 21 representa-se o gráfico da variação da concentração de lamas nos reactores e as respectivas percentagens de remoção de CQO.



**Figura 21. Gráfico da variação de concentração de Lamas nos reactores e da variação das percentagens de remoção de CQO, ao longo do tempo de operação dos ensaios 1 e 2**

Da avaliação do gráfico é possível verificar que apesar da variação na concentração de lamas, a remoção da matéria orgânica aconteceu, de certa forma, estável entre os 80 e 99,8 %, valores que validam a aplicabilidade do método estudado. Verifica-se um grande decaimento nos valores próximos do dia 12 de operação devido, como já explicado anteriormente, a uma perda significativa das lamas dentro dos reactores. Mesmo assim é possível observar a rápida recuperação do sistema até valores novamente aceitáveis, tanto em termos de lamas como em termos de remoção. Com o sistema recuperado, e avaliados os valores obtidos durante o ensaio 1, verificou-se que a adição de nutrientes não afectava significativamente o sistema, por comparação dos dois reactores em termos de redução de matéria orgânica e evolução, ao longo do tempo, de sólidos suspensos no clarificado.

Após a estabilização do sistema (à escala laboratorial) e verificada a eficiência do processo, recolheram-se amostras do último clarificado produzido, que foram analisadas

no laboratório acreditado, SERURb, cujos resultados se apresentam na Tabela 15 – ver Anexo IV.

**Tabela 15. Parâmetros Físico-químicos analisados nos clarificados 1 e 2**

Parâmetro	Reactor 1	Reactor 2	Unidades
CBO <sub>5</sub>	<5	<5	mg O <sub>2</sub> /L
CQO	25	21	mg O <sub>2</sub> /L
Substâncias Tensioactivas	<2,0	<2,0	mg sulfato de laurilo/L
Óleos e Gorduras	<2,5	<2,5	mg/L
pH (a 18°C)	7,9	7,7	Escala de Sorensen
SST	7	<5	mg/L
SSV	<5	<5	mg/L
Azoto Amoniacal	<6	<6	mg N /L
Fósforo	0,31	0,24	mg P /L

Da análise da tabela é possível afirmar que o efluente obtido com este sistema de tratamento apresenta elevados padrões de qualidade, principalmente quando comparado com o efluente primário (ver Tabela 2).

Em laboratório, foi realizado ainda o teste de SVI às lamas da unidade obtendo-se um valor de 61,8 mL/g, que é um valor bastante aceitável para este parâmetro, isto porque segundo Metcalf & Eddy (pág. 685) “(...)com um valor de 100mL/g é considerada uma lama com boas propriedades de sedimentação (valores de SVI abaixo de 100 são desejáveis)”. Este valor representa o volume em mL ocupado por g de suspensão após 30 min de sedimentação numa proveta graduada de um litro.

Desta forma é possível afirmar que os resultados obtidos foram bastante favoráveis, principalmente no reactor 2 (R22).

### 3.5. Dimensionamento de um SBR para aplicação ao caso de estudo

O dimensionamento do sistema irá incluir o cálculo do volume que o tanque deve ter, a produção de lamas diária, o tempo de retenção hidráulico ( $\tau$ ) assim como o tempo de retenção de sólidos (STR – Solids Retention Time), necessidades de oxigénio e caudais

de bombagem, tanto de alimentação como de decantação. A base do dimensionamento assenta nas condições de operação utilizadas na unidade laboratorial, que se recapitulam no ponto seguinte, bem como nos resultados experimentais obtidos, nomeadamente no que diz respeito à biomassa desenvolvida.

### 3.5.1. Condições de Operação

Tendo em conta as condições de operação já referidas:

- Tempo total do ciclo : 24 horas
  - tempo de enchimento ( $t_e$ ) : 8 horas, com agitação e arejamento (conforme as necessidades de oxigénio dentro do reactor)
  - tempo de reacção ( $t_r$ ) : 8 horas, com agitação e arejamento (conforme as necessidades de oxigénio dentro do reactor)
  - tempo de sedimentação ( $t_s$ ) : 2 horas, sem agitação e sem arejamento
  - tempo de decantação ( $t_d$ ) : 2 horas, sem agitação e sem arejamento
  - tempo de idle ( $t_i$ ) : 4 horas, com agitação e arejamento (conforme as necessidades de oxigénio)
- Volume de decantação : 70% do volume total no reactor

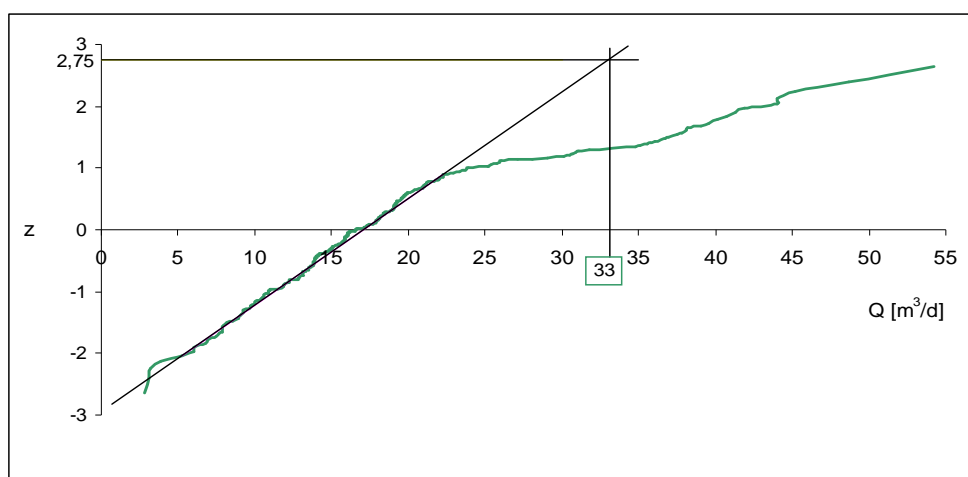
### 3.5.2. Cálculo do volume do tanque

O volume do tanque foi calculado a partir dos valores de consumo de água, em termos de caudal médio diário, ao longo do um ano, mais propriamente entre Abril de 2006 e Março de 2007.

Da análise de valores foi possível criar uma correspondência com a frequência com que ocorre cada valor de caudal e assim concluir que, excluindo valores acima dos 23 m<sup>3</sup>/d, a distribuição dos valores se comporta segundo numa distribuição normal. Durante o tratamento dos valores de consumo verificaram-se algumas dificuldades devido a erros de leitura ou registo do número mostrado no contador, e ainda devido ao facto de os caudais calculados para as sextas-feiras serem, preferencialmente, mais elevados pois estes são contabilizados com a quantidade de água usada aos Sábados (uma vez que ao Sábado não se fazem registos de consumo de água). De referir que os valores podem ainda estar agravados pelo facto de que alguma da água contabilizada ser usada para a rega dos espaços verdes das instalações, água essa que não entra no circuito hidráulico

em questão. Por estas razões os valores acima de  $23 \text{ m}^3/\text{d}$  serão desprezados por serem considerados anormais.

Desta forma, e admitindo uma distribuição normal, calculou-se a probabilidade de ocorrência de cada caudal que foi transformada em termos do argumento da distribuição normal ( $z$ ) – Figura 22. Traçando a recta mais provável que descreve a probabilidade de ocorrência em função do caudal, é possível estimar o valor máximo que o caudal pode atingir num ano. Assim, assumindo que o maior caudal num ano corresponde à probabilidade de 0,997 (99,7 %), o seu correspondente em  $z$  é 2,748, então:



**Figura 22. Gráfico de distribuição normal; cálculo do maior caudal passível de ocorrer num ano**

O valor aproximado do volume que o tanque do reactor deve apresentar é de  $33 \text{ m}^3$ . Mesmo que se assuma que por dia se gastam  $20 \text{ m}^3$  de água na lavagem dos camiões (caudal médio diário, obtido a partir da média dos caudais e do desvio padrão), e consequente quantidade de efluente a tratar, o gráfico acima mostra como é possível atingir outros valores mais elevados por diferentes razões. Desta forma o tanque tem de ter dimensões adequadas para que consiga suportar os picos ocasionais de caudal.

### 3.5.3. Cálculo dos parâmetros de dimensionamento

Para o cálculo dos parâmetros de dimensionamento seguiu-se a metodologia apresentada por *Metcalf & Eddy*, 2003, sendo necessário por vezes recorrer a coeficientes de bibliografia. A Tabela 16 apresenta os parâmetros relevantes do efluente, bem como os parâmetros relativos à biomassa: massa de sólidos totais presentes na mistura do reactor ( $X_{\text{SST}}$ ) e o valor de SVI da lama.

- Características do efluente de entrada:

**Tabela 16. Características do efluente de entrada e da biomassa**

Parâmetro	Valor
CQO (mg/L)	1820
CQO <sub>sol</sub> (mg/L)	1400
CBO <sub>5</sub> (mg/L)	1080
SST (mg/L)	430
SSV (mg/L)	85
Caudal médio, Q (m <sup>3</sup> /d)	20
CQOb/CBO	1,6*
Temperatura do efluente (°C)	20
X <sub>SST</sub> (mg/L)	3900
SVI (mL/g)	61,8

\*segundo Metcalf & Eddy, 2003

- Determinação do CQO<sub>bio</sub> (CQO biodegradável)

Com base no valor de CBO<sub>5</sub> (=CBO<sub>Total</sub>) do efluente é possível estimar a carência química biodegradável com base na Eq.13

$$CQO_{bio} = 1,6 \times CBO_{Total} \Leftrightarrow CQO_{bio} = 1728 \text{ mg} / L \quad \text{Eq.13}$$

- Determinação da concentração de SSV<sub>nb</sub> (SSV não biodegradáveis)

A concentração de SSV<sub>nb</sub> é calculada pelas Eq.14:

$$SSV_{nb} = \left[ 1 - \frac{CQO_{bp}}{CQO_{part}} \right] \times SSV \quad \text{Eq.14}$$

sendo

$$\frac{CQO_{bp}}{CQO_{part}} = \frac{1,6 \times (CBO_{Total} - CBO_{Sol})}{CQO_{Total} - CQO_{Sol}} \quad \text{Eq.15}$$

em que  $CQO_{part}$  representa CQO particulado,  $CQO_{bp}$  representa CQO particulado biodegradável e  $CBO_{Sol}$  representa CBO solúvel.

Uma vez que não se dispõe do parâmetro  $CBO_{Sol}$  assume-se que este pode ser obtido pela relação da Eq.16:

$$\frac{CQO_{Total}}{CBO_{Total}} = \frac{CQO_{Sol}}{CBO_{Sol}} \quad \text{Eq.16}$$

resultando,  $CBO_{Sol} = 831 \text{ mg} / L$  e  $\frac{CQO_{bp}}{CQO_{part}} = 0,95$

e finalmente  $SSV_{nb} = 4,3 \text{ mg} / L$

- Fracção de sólidos suspensos totais inertes ( $SST_i$ )

$$SST_i = SST - SSV = 345 \text{ mg} / L$$

- Determinação do tempo de operação dos ciclos

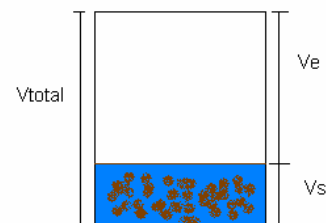
O tempo total de cada ciclo consiste na soma do tempo de cada fase. Uma vez que os tempos já foram sugeridos nas condições de operação sabe-se que o tempo total será de 24 horas, ou seja, um ciclo por cada dia. Desta forma temos que, o volume de enchimento ( $V_e$ ) em cada ciclo será:

$$\frac{V_e}{\text{ciclo}} = \frac{Q}{n^\circ \text{ ciclos}} = 20 \text{ m}^3 / \text{ciclo}$$

- Determinação da fracção de enchimento ( $V_e/V_t$ )

Do Balanço Mássico aos sólidos presentes no reactor vem que:

$$\text{massa de sólidos no volume total} = \text{massa de sólidos sedimentados},$$



$$V_{Total} \cdot X = V_s \cdot X_s \quad \text{Eq.17}$$

sendo,

$V_{total}$  – volume total do reactor, m<sup>3</sup>

$V_s$  – volume de sedimentação, m<sup>3</sup>

$X$  (ou  $X_{ssv}$ ) – concentração de lamas no volume total, mg/L

$X_s$  – concentração de lamas no volume sedimentado, mg/L

A partir do valor do teste de *SVI (Sludge Volume Index)*, é possível calcular  $X_s$ ,

$$X_s = \frac{1}{SVI} = 0,016 \text{ g / mL} = 16178 \text{ g / m}^3$$

Substituindo na Eq.17, vem:

$$\frac{V_s}{V_{Total}} = \frac{X}{X_s} \Leftrightarrow \frac{V_s}{V_{Total}} = 0,24$$

Estipulando que é deixado um volume equivalente a 20% do liquido, acima da camada sedimentada, para prevenir a remoção de sólidos na fase de decantação:

$$\frac{V_s}{V_{Total}} = 1,20 \cdot 0,24 = 0,29$$

$$V_{Total} = V_e + V_s \Leftrightarrow \frac{V_e}{V_{Total}} + \frac{V_s}{V_{Total}} = 1 \Leftrightarrow \frac{V_e}{V_{Total}} = 0,71$$

Comparando este valor com o usado nas condições de operação (70% de volume de decantação), verifica-se existir concordância.

#### - Determinação dos caudais de enchimento e decantação

Assumindo que o caudal médio diário é de 20 m<sup>3</sup>/d, e tendo em conta a duração das fases é possível calcular o caudal de enchimento (Eq.18), assim como o caudal de decantação (Eq.19):

- Caudal de enchimento ( $Q_e$ )

$$Q_e = \frac{V_e}{t_e} \quad \text{Eq.18}$$

sendo  $t_e$  correspondente ao tempo de enchimento

Sendo que, cada ciclo demora 24 horas e o  $V_e$  é de  $20 \text{ m}^3$ , e o  $t_e$  são 8 horas:

$$Q_e = 2,5 \text{ m}^3/\text{h}$$

- Caudal de decantação ( $Q_d$ )

$$Q_d = \frac{V_d}{t_d} \quad \text{Eq.19}$$

com:

$V_d$  – volume de decantação

$t_d$  – tempo de decantação, 2 horas

Sabendo que o  $V_{\text{total}}$  é determinado por:

$$V_{\text{Total}} = \frac{V_e}{0,71} = 28,57 \text{ m}^3$$

e, que o  $V_d$  é 71% do volume total no reactor, então  $V_d = 20 \text{ m}^3$ , e o caudal é:

$$Q_d = 10 \text{ m}^3/\text{h}$$

#### - Determinação do tempo de retenção hidráulico ( $\tau$ )

Sabe-se que  $V_{\text{total}} = 28,57 \text{ m}^3/\text{tanque}$ , sendo que neste caso existe apenas um tanque, o  $\tau$  é dado pela Eq.20:

$$\tau = \frac{V_{\text{Total}} \times 24 \text{ h} / d}{Q} \quad \text{Eq.20}$$

resultando,

$$\tau = 34,28 \text{ h} \approx 34 \text{ h}$$

Este valor está contido no intervalo [15 – 40] h (Tabela 2) de valores típicos para o tempo de retenção hidráulico, num reactor SBR.

#### - Determinação do tempo de retenção de sólidos (SRT)

Esta determinação envolve o cálculo da produção de lamas em termos de sólidos suspensos voláteis,  $P_{X,SSV}$ , através Eq.20 e em termos de sólidos suspensos totais,  $P_{X, SST}$



, através da Eq.21, considerando que a fracção de sólidos suspensos voláteis na biomassa total é de 0,85

$$P_{X,SSV} = \underbrace{\frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S)}{1 + k_d \cdot SRT}}_A + \underbrace{\frac{f_d \cdot k_d \cdot Q \cdot Y \cdot (S_0 - S) \cdot SRT}{1 + k_d \cdot SRT}}_B + \underbrace{Q \cdot SSV_{nb}}_C \quad \text{Eq.20}$$

$$P_{X,SST} = \frac{A}{0.85} + \frac{B}{0.85} + C + Q \cdot SST_i \quad \text{Eq.21}$$

Os termos A, B e C, representam, respectivamente, a biomassa heterotrófica, o resíduo celular e os sólidos suspensos voláteis não biodegradáveis, aos quais se adiciona um quarto termo, que representa os sólidos suspensos totais inertes.

Relacionando as Eq.'s 20 e 21 surge a Eq.22, pela qual é possível calcular o  $SRT$ :

$$P_{X,SST} \cdot SRT = \frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S) \cdot SRT}{0.85 \cdot (1 + k_d \cdot SRT)} + \frac{f_d \cdot k_d \cdot Q \cdot Y \cdot (S_0 - S) \cdot SRT^2}{0.85 \cdot (1 + k_d \cdot SRT)} + Q \cdot SSV_{nb} \cdot SRT + Q \cdot SST_i \cdot SRT \quad \text{Eq.22}$$

sabendo que:

$$P_{X,SST} \cdot SRT = V \cdot X = 28,57 \cdot 3900 = 111423g$$

$$Q = 20 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$SST_i = 345\text{mg/L}$$

$$SSV_{nb} = 4,3 \text{ mg/L}$$

$$Y = 0,3 \text{ g SSV/ g CQOsol}$$

$$k_d, 20^\circ\text{C} = 0,2 \text{ g/ g.d}$$

$$f_d = 0,10 \text{ g/ g}$$

e  $S$  representa o CQO biodegradável, assume-se que  $S_0 \approx S_0 - S = 1728\text{mg/L}$ , substituem-se os valores na equação e, por iteração, obtém-se o valor de  $SRT$ . Neste caso,

$$SRT = 9,2 \text{ d}$$

Este valor encontra-se fora do intervalo [10 – 30] d (Tabela 3), facto que pode ser justificado pela elevada presença de sólidos inertes no efluente, na ordem dos 345mg/L.

- Determinação da massa de SSV presente na mistura do reactor, no volume total  
( $X_{SSV}$ )

Relacionando a Eq.20 e a Eq. 23, obtém-se a Eq.24

$$P_{X, SSTV} = V \cdot X_{SSV} \quad \text{Eq.23}$$

$$V \cdot X_{SSV} = \frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S)}{1 + k_d \cdot SRT} + \frac{f_d \cdot k_d \cdot Q \cdot Y \cdot (S_0 - S) \cdot SRT}{1 + k_d \cdot SRT} + Q \cdot SSV_{nb} \quad \text{Eq.24}$$

A substituição de valores permite obter,

$$V \cdot X_{SSV} = 90248L \cdot mg / L \Leftrightarrow X_{SSV} = 3159mg / L$$

e a fracção de SSV na mistura do reactor no volume total é:

$$\frac{X_{SSV}}{X_{SST}} = \frac{3159}{3900} = 0,81$$

- Determinação do oxigénio necessário ( $R_O$ )

$$R_O = Q \cdot (S_0 - S) - 1,42P_{X,bio} \quad \text{Eq.25}$$

$$P_{X,bio} = \frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S)}{1 + k_d \cdot SRT} + \frac{f_d \cdot k_d \cdot Q \cdot Y \cdot (S_0 - S) \cdot SRT}{1 + k_d \cdot SRT} = A + B \quad \text{Eq.26}$$

A substituição de valores nas Eq. 's 25 e 26, permite calcular:

$$P_{X,bio} = A + B = 6530g / d$$

$$R_O = 25288 g O_2 / d = 25,3 kg O_2 / d$$

Foi sugerido que o tempo de reacção (logo, tempo de arejamento) seria de 8h, no entanto, é necessário algum arejamento nas fases de enchimento e de idle, sendo períodos de 8h e 4h respectivamente. Assim, considerando que em cada uma destas fases metade do tempo o processo acontece apenas com agitação, e sem arejamento, o tempo total de arejamento em cada ciclo de 24h ( $t_a$ ) é:

$$t_a = \frac{8h}{2} + \frac{4h}{2} + 8h = 14h / d$$

$$\text{Taxa média de transferência de oxigénio} = \frac{R_o}{t_a} = 1,8 \text{ kg} / h$$

**NOTA:** A necessidade de oxigénio no reactor será maior no início do processo de arejamento e portanto esta taxa média de transferência de oxigénio deve ser mais elevada. A taxa de transferência de oxigénio pode ser multiplicada por um factor de 1,5 ou 2,0 para promover oxigénio suficiente no início do ciclo e para controlar picos de carga.

### - Determinação da produção de lamas

$$P_{X,SST} = \frac{V \cdot X_{SST}}{SRT} = 8168 \text{ g} / d \approx 8,2 \text{ kg} / d$$

### - Determinação da carga volumétrica

$$L_{org} = \frac{\text{kg}_{CBO}}{\text{m}^3 \cdot d} = \frac{Q \cdot S_0}{V} = 0,58 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot d$$

### - Determinação da carga orgânica

$$F/M = \frac{\text{kg}_{CBO}}{\text{kg}_{SSV} \cdot d} = \frac{Q \cdot S_0}{X_{SSV} \cdot V} = 0,18 \text{ kg} / \text{kg} \cdot d$$

Os valores das cargas, mesmo encontrando-se de fora do intervalo, estão na ordem de grandeza dos valores típicos, apresentados na Tabela 3. Estes valores podem estar ligados ao facto de o ciclo ser longo, isto é, como existe apenas um ciclo a carga é aplicada toda de uma vez, e então os valores são mais elevados. Apesar dos valores elevados das cargas é de salientar a qualidade do efluente obtido após o tratamento, que é bastante satisfatória. Desta forma é possível afirmar que o ciclo de operação é o indicado para este tipo de efluente, que se revelou de fácil tratamento.

Resumindo, a Tabela 17 apresenta os valores calculados para os parâmetros de dimensionamento:

**Tabela 17. Valores calculados para os parâmetros de dimensionamento**

<b>Parâmetro de dimensionamento</b>	<b>Valor obtido</b>
Caudal médio diário ( $\text{m}^3/\text{d}$ )	20
$\text{CBO}_5$ (mg/L)	1080
$\text{CBO}_{\text{sol}}$ (mg/L)	831
CQO (mg/L)	1820
$\text{CQO}_{\text{sol}}$ (mg/L)	1400
Número de tanques	1
Tempo total de enchimento (h)	8
Tempo total de reacção (h)	8
Tempo total de arejamento (h)	14
Tempo total de sedimentação (h)	2
Tempo total de decantação (h)	2
Tempo total de <i>idle</i> (h)	4
Tempo total do ciclo (h)	24
Tempo de retenção hidráulico (h)	34
Tempo de retenção de sólidos (d)	9,2
Dimensão do tanque ( $\text{m}^3$ )	33
$X_{\text{SST}}$ (mg/ L)	3900
$X_{\text{SSV}}$ (mg/ L)	3158,8
Caudal de decantação ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	10,14
Caudal de enchimento ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	2,5
Produção de lamas (kg/ d)	8,2
Oxigénio necessário (kg/ d)	25,3
Taxa média de transferência de oxigénio (kg/ h)	1,8
Carga orgânica (kg/ kg.d)	0,23
Carga volumétrica (kg/ $\text{m}^3.\text{d}$ )	0,75

### IV. CONCLUSÕES

A necessidade de operacionalização de uma unidade de tratamento das águas residuais, provenientes da lavagem dos camiões de recolha de RSU's, num espaço muito reduzido nas instalações da SUMA, SA – Centro de Serviços de Aveiro, identificada no contexto do estágio aí realizado, constituiu o motivo desafiante para o desenho e concretização deste projecto de investigação, que, desde o início foi marcado por uma relação forte entre um objectivo meramente académico, o da elaboração de uma dissertação de mestrado, e uma dinâmica da investigação prática, determinada pela aplicabilidade real da solução que viesse a ser cientificamente justificada.

Ao longo de todo o processo de investigação, vários factores foram condicionando e reorientando as opções e decisões técnicas, desde as características do efluente e níveis finais de tratamento, até às condições laboratoriais disponíveis na Universidade, e às orientações da tutoria científica, sempre cruzadas com os dados empíricos verificados e recolhidos em ambiente real de actividade de empresa.

Tendo presentes os objectivos inicialmente definidos de procura de técnicas alternativas de lavagem, associadas ao desenvolvimento e consolidação de boas práticas operativas, de modo a conseguir reduzir os elevados consumos de água da lavagem dos veículos de recolha, e do estudo de um processo de tratamento do efluente gerado na mesma operação, no sentido de cumprir os parâmetros de descarga impostos pelos SMA (Serviços Municipalizados de Aveiro), tornando também possível, em alternativa, a reutilização desse efluente, a investigação realizada aponta para a vantagem na instalação de um SBR como sistema de tratamento, uma vez que foi possível concluir que o processo é bastante eficiente no tratamento deste efluente em particular. Tal pode ser verificado pelas análises regulares feitas ao efluente de entrada e de saída, as quais ajudaram a compreender certos factores tais como facto de a adição de nutrientes na alimentação não afecta o sistema de forma significativa, e ainda que o sistema funciona com a mesma eficiência quando se adicionam cargas orgânicas diferentes (reactor 2 – ensaios 1 e 2).

De referir, ainda, que a dimensão reduzida dos equipamentos do referido sistema se adequam melhor ao espaço disponível nas instalações da empresa, relativamente a

outros processos considerados. Ainda assim, na impossibilidade de utilizar o tanque existente naquelas instalações, devido à sua insuficiente dimensão, sugeriu-se que este fosse aumentado ou, em alternativa, reformulado para dois tanques, em que um funcionaria como reactor e o outro como tanque de equalização.

Uma vez que os valores de saída se revelaram bastante satisfatórios, a ideia inicial de reutilizar o efluente tratado foi reforçada, e assim surgiu a necessidade de estudar várias técnicas de desinfecção de águas residuais, como a desinfecção por cloro, por ozono ou por radiação UV. Dadas as características destes métodos, concluiu-se pela utilização da radiação UV, uma vez que este é o método mais seguro, adaptando-se às condições do local e principalmente porque, das tecnologias estudadas, é o único no qual não há formação de subprodutos. Este aspecto revelou-se fundamental, porque se o efluente desinfectado é reutilizado na lavagem dos veículos, ao entrar novamente como efluente primário no circuito hidráulico e, uma vez presentes subprodutos da desinfecção, pode gerar um desequilíbrio do sistema de tratamento, e, assim, afectar negativamente a eficiência do processo.

As lamas que são produzidas em excesso e removidas do sistema de tratamento, devem ser tratadas como um resíduo e, portanto, encaminhadas para destino final adequado. Sugere-se a sua desidratação nas instalações (em leitos de desidratação) e posterior deposição em aterro, ou até mesmo a sua valorização como elemento adicional na compostagem “doméstica” para formação de composto fertilizante, o qual poderá ser utilizado nos espaços verdes das instalações.

Embora as conclusões do presente estudo, quando inseridas no Relatório de Estágio apresentado à empresa, tenham constituído apenas sugestões técnicas, devidamente fundamentadas pelas tarefas de investigação sistemática desenvolvidas ao longo do processo, ficando ao critério da empresa a sua aceitação/implementação, não deixam de afirmar o carácter de ‘investigação aplicada’ que preside à presente dissertação, diferente, afinal, de um modelo de ‘investigação pura’, motivado pela mera necessidade de compreensão intelectual de fenómenos descritos.

## GLOSSÁRIO

**AERÓBIO** - Estado biológico de vida e crescimento na presença de oxigénio livre.

**ÁGUAS RESIDUAIS DOMÉSTICAS** - As águas residuais de serviços e instalações residenciais e essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas.

**ÁGUAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS** - Todas as águas residuais provenientes de instalações utilizadas para todo o tipo de comércio ou indústria que não sejam de origem doméstica ou de escoamento pluvial.

**ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS** - Águas residuais domésticas, ou a mistura destas com águas residuais industriais ou com águas pluviais.

**AFLUENTE** - Curso de água que contribui para aumentar o volume ou descarga do curso de água no qual se desagua.

**ANAERÓBIO** - Estado biológico da vida e crescimento na ausência de oxigénio livre.

**ATERRO** – instalação física projectada para deposição final dos resíduos e de forma a minimizar os impactes sobre a saúde pública e ambiente, incluindo a contaminação das águas subterrâneas e a criação de ratos ou insectos.

**BACTÉRIA** - Organismo unicelular que tem a capacidade de extrair do ambiente que os rodeia os nutrientes de que necessitam para o seu crescimento e reprodução.

**BACTÉRIA AERÓBIA** - Bactéria que se desenvolve na presença de oxigénio livre.

**BACTÉRIA ANAERÓBIA** - Bactéria que não precisa ou não pode viver na presença de oxigénio livre.

**BIODEGRADÁVEL** - substância/composto/material que pode ser decomposto por processos biológicos naturais.

**CAUDAL** - Quantidade de água que sai duma nascente ou de um aquífero ou que passa num curso de água, por unidade de tempo. A unidade mais utilizada para quantificar um caudal é a de metros cúbicos por segundo ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

**CBO** - É a quantidade de oxigénio utilizada pelos microorganismos na degradação bioquímica da matéria orgânica. É o parâmetro mais empregue para medir a poluição.

**CQO** - Mede o equivalente em oxigénio à matéria orgânica oxidada por via química, biodegradável ou não, existente numa água residual.

**COMPOSTAGEM** - processo biológico de valorização da matéria orgânica presente no RS, promovendo a sua decomposição, através da acção de microorganismos, podendo ser aplicada a RS vegetais e municipais e a misturas de RS e lamas de ETAR (estação de tratamento de águas residuais). O produto final é um material estável semelhante ao húmus, designado por composto.

**COMPOSTO** - produto estabilizado, de cor acastanhada, resultante do processo de compostagem; promove a melhoria das condições do solo, nomeadamente em termos de estrutura, fertilidade, arejamento e actividade microbiana.

**CONTAMINAÇÃO** - Presença de agentes ou substâncias indesejáveis que desvaloriza o material onde se encontram ou lhe confere características nocivas ou mesmo tóxicas.

**DECOMPOSIÇÃO** - putrefacção ou degradação de matéria orgânica em elementos mais simples, por parte de decompositores.

**DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL** – Desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações satisfazerem suas próprias necessidades.

**EUTROFIZAÇÃO** - processo que favorece o crescimento de determinadas espécies vegetais, incluindo algas e infestantes, pelo enriquecimento da água em nutrientes, especialmente azoto e fósforo, resultante da contaminação de origem industrial e agrícola, com efeitos negativos sobre o equilíbrio dos ecossistemas (diminuição dos níveis de oxigénio e do pH das águas; em situações extremas, pode haver perda da fauna, flora e da qualidade da água para consumo humano).



**FILTRAÇÃO** - Processo de separação de partículas contidas numa dispersão de partículas sólidas em que a mistura é passada através de um filtro. O filtro é constituído por material poroso ou feltro e nele ficam retidas as partículas sólidas ficando a fase dispersante límpida após a filtração.

**IN SITU** - no próprio local.

**MATÉRIA ORGÂNICA** - Resíduos contendo carbono existentes em matéria vegetal ou animal e que tem origem em fontes domésticas e industriais.

**NÃO-BIODEGRADÁVEL** - Designa substância que não é dissolvida por processos naturais, permanecendo, assim, em sua forma original por longos períodos de tempo.

**NITRATOS** - Compostos químicos simples que fazem parte natural do ciclo do azoto e são essenciais para o crescimento das plantas. A poluição com nitratos surge quando o Homem perturba o equilíbrio no interior do ciclo do azoto. Nitratos em demasia no local errado podem levar à captação excessiva por parte de algumas plantas, à poluição do ar, à eutrofização e à contaminação da água.

**NUTRIENTE** - Substância indispensável ao desenvolvimento normal dos organismos.

**OPERADORES DE RECOLHA** - Os operadores económicos, devidamente licenciados, que procedam à recolha selectiva, transporte, armazenagem e/ou triagem dos resíduos.

**ORGÂNICO** - material biodegradável; com ligações carbono-carbono.

**PATOGÉNICO** - com capacidade de causar doença.

**POLUIÇÃO** - Introdução directa ou indirecta, de forma pontual ou difusa, em resultado da actividade humana, de substâncias na água ou no solo, que possa ser prejudicial para a saúde humana ou para a qualidade dos ecossistemas aquáticos ou dos ecossistemas terrestres, ou que prejudique ou interfira com o valor paisagístico/recreativo ou com outras utilizações legítimas do ambiente.

**QUALIDADE DA ÁGUA** - Conjunto de valores de parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos da água que permite avaliar a sua adequação para diferentes utilizações.

**RESÍDUOS** - materiais sólidos e semi-sólidos que o possuidor considera não terem valor suficiente para serem conservados, consistindo numa combinação de materiais semi-molhados combustíveis e não combustíveis, provenientes de diferentes origens, representando os resíduos residenciais e comerciais cerca de 50 a 75% dos resíduos originados numa comunidade.

**RESÍDUO INDUSTRIAL** - inclui resíduos gerados em actividades industriais, de produção e distribuição de electricidade, gás e água.

**RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS** (definição segundo o DL 239/97, de 9 de Setembro) - resíduos sólidos produzidos nas habitações, em estabelecimentos comerciais ou industriais e unidades prestadoras de cuidados de saúde, desde que, em qualquer dos casos, a produção diária não exceda os 1100 litros por produtor.

**REUTILIZAÇÃO** – sempre que seja possível aproveitar componentes em utilizações análogas e sem alterações.

**REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS** - utilização das águas residuais tratadas, por exemplo na rega, na refrigeração industrial ou em actividades de recreio e lazer.

**SUSTENTABILIDADE** - Capacidade de viver sem comprometer as oportunidades devidas às gerações futuras.

**TRATAMENTO** (definição segundo o DL 239/97, de 9 de Setembro) - Quaisquer processos manuais, mecânicos, físicos, químicos ou biológicos que alterem as características de resíduos de forma a reduzir o seu volume ou perigosidade, bem como a facilitar a sua movimentação, valorização ou eliminação.

**TRATAMENTO BIOLÓGICO** - Processo destinado a facilitar a valorização da matéria orgânica através de algum tipo de actividade biológica controlada. Conjunto de processos biológicos destinados a facilitar a valorização por compostagem (reciclagem orgânica) ou por biometanização (valorização energética).

**TRATAMENTO APROPRIADO** - O tratamento de águas residuais urbanas por qualquer processo e/ou sistema de eliminação que, após a descarga, permita que as águas receptoras satisfaçam os objectivos de qualidade que se lhes aplicam e as disposições pertinentes da presente e de demais directivas comunitárias.

## Bibliografia

- <sup>1</sup>Academia das Ciências de Lisboa. (2001). *Dicionário da Língua Portuguesa Contemporânea*. (Volume I e II). Verbo. Lisboa.
- <sup>2</sup>Asano, T. (1998). *Wastewater Reclamation and Reuse – Volume 10*. Water Quality Management Library. Lancaster/ Pennsylvania.
- <sup>3</sup>Carapeto, C. (1999) . *Poluição das Águas – Causas e efeitos*. Universidade Aberta. Lisboa.
- <sup>4</sup>Darby, J., Heath, M., Jacangelo, J., Loge, F., Swaim, P. e Tchobanoglous, G. (1995). *Comparison of UV Irradiation to Chlorination: Guidance for Achieving Optimal UV Performance*. Project 91 – WWD – 1. Water Environment Research Foundation, Alexandria
- <sup>5</sup>Decreto-Lei nº 379/1993 de 5 de Novembro. *Diário da Republica nº 259/93 – I Série A*. Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. Lisboa. pp. 6214-6218.
- <sup>6</sup>Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. *Diário da Republica nº 176/98 – I Série A*. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- <sup>7</sup>Decreto-Lei nº 178/2006 de 5 de Setembro. *Diário da Republica nº 171/2006 – I Série*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- <sup>8</sup>Ferreira, J. A. (1954). *Dicionário Inglês-Português*. Editorial Domingos Barreira. Porto.
- <sup>9</sup>Hornby, A.S. (1995). *Oxford Advanced Learner's Dictionary of Current English*. Oxford University Press. Oxford.
- <sup>10</sup>Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*; 4th Edition; MacGraw- Hill Edition. New York.
- <sup>11</sup>Greenberg, A. E., Clesceri, L. S., Eaton A. D. (1992) “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 18th Edition, American Public Health Association
- <sup>12</sup>Water Pollution Control Federation. (1991). *Nutrient Control – Manual of Practice No. FD-7*. Washington D.C.
- <sup>13</sup>Water Environment Federation. (1996). *Wastewater Disinfection – Manual of Practice*. Manual of Practice FD – 10. Alexandria.
- <sup>14</sup>Waite, T. D. (1984). “*Principles of Water Quality*”, Academic Press, Inc.;86-91
- <sup>15</sup>ABL Environmental Consultants. (2006). *ABL – SBR Process*. Acedido em : 15 de

Fevereiro de 2007, em : [http://www.ablenvironmental.com/prod/prod\\_sbr\\_stages.htm](http://www.ablenvironmental.com/prod/prod_sbr_stages.htm)

<sup>16</sup>Abreu, L. H. e Estrada, S. H. (1995). *Sequencing Batch Recators : An efficient alternative to wastewater treatment*. Acedido em 26 de Janeiro de 2007, no Web site da Rensselaer Polytechnic Institute : <http://www.rpi.edu/dept/chem-eng/Biotech-Environ/Environmental/Steps/EnvSysSBR.html>

<sup>17</sup>Acher, A., Fischer, E., Turnheim, R. e Manor, Y. (1996) “*Ecologically Friendly Wastewater Disinfection Techniques*”, Water Research, 31:6, 1398-1404. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>18</sup>Al-Rekabi, W. S., Qiang, H. e Qiang, W. W. (2007), *Review on Sequenciing Batch Reactors*. [Versão electrónica] Pakistan Journal of Nutrition, 6 (1): 11-19.

<sup>19</sup>Cunha, C. P., Lobato, N. e Dias, S. (2000) “*Problemática dos Tensioactivos na Indústria de Detergentes em Portugal*”. [Versão electrónica] Instituto Superior Técnico. Acedido em 20 de Janeiro de 2007

<sup>20</sup>Eco Process & Equipment Intl Inc. (2005). *Sequencing Batch Reactors*. Acedido em 15 de Fevereiro de 2007, em: <http://www.sequencertech.com/biotechnology/sbr/sbr.html>

<sup>21</sup>Enfil, S.A. – Controle Ambiental (2006). *Tratamento Biológico Aeróbio*. Acedido em 20 de Janeiro de 2007, em: <http://www.enfil.com.br/efluente6.asp>

<sup>22</sup>Environmental Technology Initiative – National Small Flows Clearinghouse. (1998). *A Technical Overview on Ozone Disinfection*. Acedido em : 20 de Maio de 2007, em : [http://www.nesc.wvu.edu/nsfc/pdf/eti/Ozone\\_Dis\\_tech.pdf](http://www.nesc.wvu.edu/nsfc/pdf/eti/Ozone_Dis_tech.pdf)

<sup>23</sup>Environmental Technology Initiative – National Small Flows Clearinghouse. (1998). *A Technical Overview on Chlorine Disinfection*. Acedido em : 20 de Maio de 2007, em : [http://www.nesc.wvu.edu/nsfc/pdf/eti/Ozone\\_Dis\\_tech.pdf](http://www.nesc.wvu.edu/nsfc/pdf/eti/Ozone_Dis_tech.pdf)

<sup>24</sup>GlobalSpec – The Engineering Search Engine. (2007). *About Sequencing Batch Reactors*. Acedido em : 15 de Fevereiro de 2007, em : [http://process-equipment.globalspec.com/LearnMore/Manufacturing\\_Process\\_Equipment/Environmental\\_Instruments\\_Equipment/Sequencing\\_Batch\\_Reactors](http://process-equipment.globalspec.com/LearnMore/Manufacturing_Process_Equipment/Environmental_Instruments_Equipment/Sequencing_Batch_Reactors)

<sup>25</sup>Inspecção-Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território. (2006). *Dossier Ambiente – Documentos e elementos que devem constar do “Dossier Ambiente”*. Acedido em 16 de Outubro de 2006, em : [http://www.igaot.pt/dossier\\_ambiente\\_lista.asp](http://www.igaot.pt/dossier_ambiente_lista.asp)

<sup>26</sup>International Water Association. (2007). *Sequencing Batch Reactor Technology*. Acedido em 22 de Março de 2007, em :

[http://www.iwahq.org/templates/Id\\_templates/layout\\_633184.aspx?ObjectId=641695](http://www.iwahq.org/templates/Id_templates/layout_633184.aspx?ObjectId=641695)

- <sup>27</sup>Kulikowska, D., Klimiuk, E. e Drzewicki, A. (2006) "*BOD<sub>5</sub> and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase*", Bioresource Technology, 98, 1426-1432. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>
- <sup>28</sup>Labas, M. D., Brandi, R. J., Matín, C. A. e Cassano, A. E. (2006) "*Kinetics of bacteria inactivation employing UV radiation under clear water conditions*", Chemical Engineering Journal, 121, 135-145. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>
- <sup>29</sup>Landfill Leachate. (2007). *An Introduction to SBR process*. Acedido em : 26 de Janeiro de 2007, em : [http://www.leachate.co.uk/html/sequencing\\_batch\\_reactors.html](http://www.leachate.co.uk/html/sequencing_batch_reactors.html)
- <sup>30</sup>Laroussi, M, Dobbs, F. C., Wei, Z., Doblin, M. A., Ball, L. G., Moreira, K. R., Dyer, F. F. e Richardson, J. P. (2002) "*Decontamination of Water by Excimer UV Radiation*", IEEE Transactions on Plasma Science, 30:4, 1501-1503. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>
- <sup>31</sup>Lenntech – Water purification and air treatment. (2006). *Ozone Disinfection Systems*. Acedido em 20 de Maio de 2007, em : <http://www.lenntech.com/ozone-disinfection.htm>
- <sup>32</sup>Liberti, L., Notarnicol, M. e Petruzzelli, D. (2002) "*Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation*", Desalination, 152, 315-324. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>
- <sup>33</sup>Lubello, C., Gori, R., Nicese, F. P. e Ferrini, F. (2004) "*Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation*", Water Research, 38, 2939-2947. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>
- <sup>34</sup>Malta, T. S. (2001). "Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do Município de Rio das Ostras – Rio de Janeiro". Tese de Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz, Escola nacional de Saúde Pública, 68 pp. [Versão electrónica]. Acedido em 20 de Janeiro de 2007, em: [http://portalteses.cict.fiocruz.br/transf.php?script=thes\\_chap&id=00007105&lng=pt&nrm=iso](http://portalteses.cict.fiocruz.br/transf.php?script=thes_chap&id=00007105&lng=pt&nrm=iso)
- <sup>35</sup>Marx, R. B., Irvine, R. L. e Irvine, D. (2003). *Bioreactor Troubleshooting - Easily solved performance problems through data collection and laboratory studies*. [Versão

electrónica]. Pollution Engineering, 24. February 2003

<sup>36</sup>Naturlink (2007) “Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais Urbanas” Acedido em 20 de Janeiro de 2007, em: <http://www.naturlink.pt/default.asp?iLingua=1>

<sup>37</sup>Neczaj, E., Okoniewska, E. e Kacprzak, M. (2005) “*Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor*”, Desalination, 185, 357-362. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>38</sup>Okun, D. A. (2005) “*Water Reclamation and Unrestricted Nonpotable reuse: A New Tool in Urban Water management*”, Annual Reviews Public Health, 21, 223-245. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>39</sup>Penteado, J. C. P., El Seoud, O. A. e Carvalho, L. R. F. (2005) “*Alquilbenzeno Sulfonato Linear: Uma Abordagem Ambiental e Analítica*”, Química Nova, 29:5, 1038-1046. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007

<sup>40</sup>Petala, M., Tsiroidis, V., Samaras, P., Zouboulis, A. e Sakellariopoulos, G. P. (2005) “*Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents*”, Desalination, 195, 109-118. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>41</sup>Reeves, P. C., Johnson, K. P. e Montemagno, C. D. (1998). *Biological Treatment of Dairy Manure Using Sequencing Batch Reactors: Improving Probability Through Innovative Design*. Acedido em 26 de Janeiro de 2007, no Web site da North Carolina Department of Environment and natural Resources : <http://www.p2pays.org/ref/21/20971.htm>

<sup>42</sup>Shon, H.K., Vigneswaran, S. e Snyder, S.A. (2005) “*Effluent Organic Matter (EfOM) in Wastewater: Constituents, Effects, and Treatment*”, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 36:4, 327-374. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>43</sup>Silva, M., Matos, J. S. e Ferreira, F. (2005) “*Sistemas de Desinfecção de Águas Residuais – Tendências Actuais*”, [Versão electrónica] Acedido em 20 de Maio de 2007, em:[http://www.apda.pt/apda\\_resources/APDA.Biblioteca/eneg%5C2003%5Ccomunica%C3%A7%C3%B5es%5Ccomunica%C3%A7%C3%B5es%5Ctema%2006%5Csilva,%20marisa.pdf](http://www.apda.pt/apda_resources/APDA.Biblioteca/eneg%5C2003%5Ccomunica%C3%A7%C3%B5es%5Ccomunica%C3%A7%C3%B5es%5Ctema%2006%5Csilva,%20marisa.pdf)

<sup>44</sup>Taghipour, F. (2004) “*Ultraviolet and Ionizing radiation for microorganism inactivation*”,

Water Research, 38, 3940-3948. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>45</sup>Tech Brief – A National Drinking Water Clearinghouse Fact Sheet (2000) *Ultraviolet Disinfection*. Acedido 15 de Junho de 2007, no Web site: [http://www.nesc.wvu.edu/ndwc/pdf/OT/TB/OT\\_TB\\_f00.pdf](http://www.nesc.wvu.edu/ndwc/pdf/OT/TB/OT_TB_f00.pdf)

<sup>46</sup>Trinagular Wave Technologies, Inc. (2007) *FAQ's about Ultraviolet Water Disinfection*. Acedido 15 de Junho de 2007, no Web site: <http://www.triangularwave.com/f3.htm>

<sup>47</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Wastewater Technology Fact Sheet. *Sequencing Batch Reactors*. Acedido 15 de Dezembro de 2006, no Web site da U.S. EPA : [http://www.epa.gov/owm/mtb/sbr\\_new.pdf](http://www.epa.gov/owm/mtb/sbr_new.pdf)

<sup>48</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Onsite Wastewater Systems Technology Fact Sheet3. *Sequencing Batch Reactor Systems*. Acedido 15 de Dezembro de 2006, no Web site da U.S. EPA : <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r00008/tfs3.pdf>

<sup>49</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1983) *Sequencing Batch Reactor Fact Sheet*. Acedido 15 de Dezembro de 2006, no Web site da U.S. EPA : <http://www.epa.gov/>

<sup>50</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (2000) Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet4. *Effluent Disinfection Processes*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/ord/NRMRL/pubs/625r00008/html/tfs4.htm>

<sup>51</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (2000) Wastewater Technology Fact Sheet. *Dechlorination*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/>

<sup>52</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Combined Sewer Overflow Technology Fact Sheet. *Chlorine Disinfection*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/owm/mtb/chlor.pdf>

<sup>53</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Wastewater Technology Fact Sheet. *Chlorine Disinfection*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/>

<sup>54</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Wastewater Technology Fact Sheet. *Ultraviolet Disinfection*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/owm/mtb/uv.pdf>

<sup>55</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Wastewater Technology Fact Sheet. *Ozone Disinfection*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA:

<http://www.epa.gov/owmitnet/mtb/ozon.pdf>

<sup>56</sup>U.S. Environmental Protection Agency. (1999) Wastewater Technology Fact Sheet. *Disinfection for Small Systems*. Acedido em 20 de Maio de 2007, no Web site da U.S. EPA: <http://www.epa.gov/>

<sup>57</sup>Wang, W., Ye, B., Yang, L., Li, Y. e Wang, Y. (2005) “*Risk assessment on disinfection by-products of drinking water of different water sources and disinfection processes*”, *Environment International*, 33, 219-225. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>58</sup>Wert, E. C., Rosario-Ortiz, F. L., Drury, D. D. e Snyder, S.A. (2006) “*Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater*”, *Water Research*, 41, 1481-1490. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>

<sup>59</sup>Wikipedia. (2007). Sequencing Batch Reactors. Acedido em : 15 de Fevereiro de 2007, em : [http://en.wikipedia.org/wiki/Sequencing\\_batch\\_reactor](http://en.wikipedia.org/wiki/Sequencing_batch_reactor)

<sup>60</sup>Xu, P., Janex, M., Savoye, P., Cockx, A. e Lazarova, V. (2005) “*Wastewater disinfection by ozone: mains parameters for process design*”, *Water Research*, 36, 1043-1055. [Versão electrónica] Acedido em 6 de Junho de 2007, no Web site da Biblioteca do Conhecimento Online : <http://www.b-on.pt/>



ANEXO I

Inquérito



Caro(a) senhor(a),

Sou aluna de mestrado em Engenharia do Ambiente, na Universidade Aveiro, e estou a desenvolver o tema: **“Águas Residuais da Lavagem dos Camiões de Recolha (indiferenciada) de RSU”**. Como tal gostaria de obter algumas informações, tendo em vista a fundamentação técnica da tese. Muito lhe agradeço, pois, que me responda, na totalidade ou em parte, às seguintes questões:

- 1- Qual a frequência das recolhas indiferenciadas de RSU?
- 2- Quantas toneladas de lixo indiferenciado (RSU) são recolhidas, em média, por camião/dia?
- 3- Poderia caracterizar esse resíduo, em termos de percentagem das diferentes fileiras?
- 4- Quais os tipos de contentorização disponíveis?
- 5- Qual o “percurso” do camião? (Ou seja, há aterros onde o camião descarrega directamente na célula passando por cima dos resíduos já depositados, e outros em que os resíduos são descarregados numa unidade de triagem e posteriormente enfardados para então serem depositados na célula.)
- 6- Existe zona de lavagem de rodados à saída do aterro que acolhe os resíduos?
- 7- Que técnicas de lavagem são usadas, tanto para os camiões como para os contentores?
- 8- Qual a frequência dessas lavagens?
- 9- Quais os consumos, por camião/contentor ou diários, de água e detergente?

10- Que tipo de detergente é usado?

11- É usado algum tipo de desinfetante, desincrustante, ou qualquer outro produto?

12- Em relação aos consumos de água/detergente, há diferenças para os camiões/contentores situados nas diferentes zonas do município, por exemplo, em razão do acondicionamento ou da composição dos resíduos?

13- Quais os procedimentos de descarga e tratamento da água proveniente da lavagem?

14- Existe algum tipo de monitorização/análise dos índices de contaminação do efluente gerado nas lavagens?

15- Existem normas regulamentares (Regulamentos Municipais ou Regulamentos procedimentais de Empresa) que definam os procedimentos obrigatórios para as lavagens dos contentores e dos veículos de recolha?

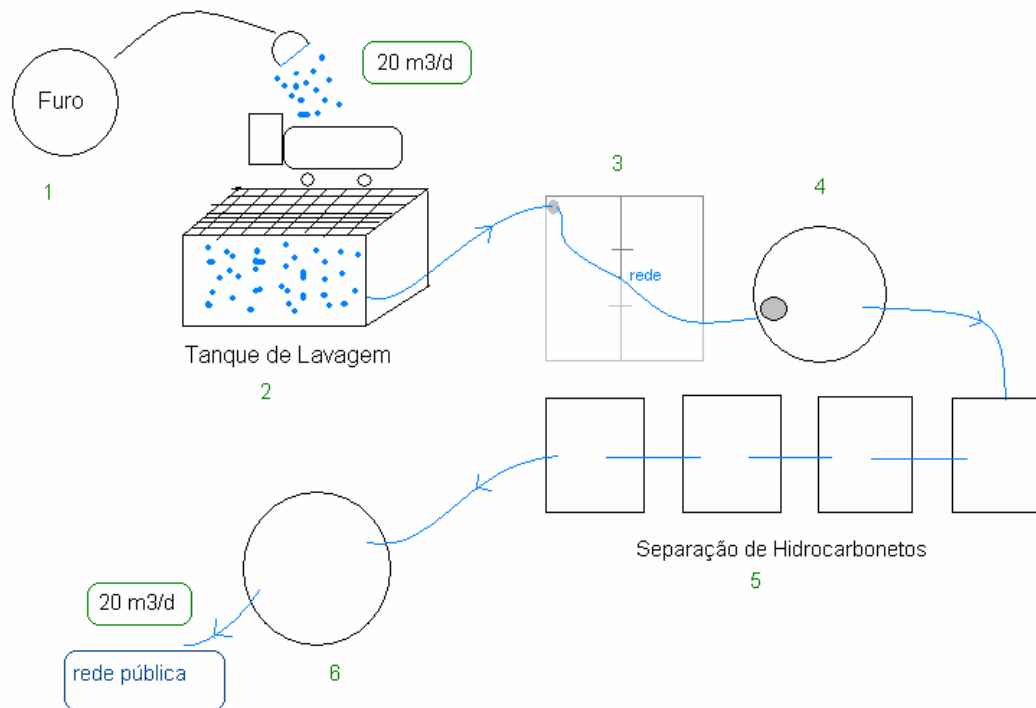
16- Qual o 'peso' do custo de lavagem no custo total do serviço de recolha e transporte?

As respostas destinam-se exclusivamente à fundamentação do referido trabalho académico, e delas não será feito qualquer outro uso que não o estritamente necessário à descrição e análise científicas.

Um muito obrigado pelo tempo disponibilizado.

## ANEXO II

## Circuito Hidráulico



A imagem representa o circuito hidráulico da água proveniente da lavagem dos veículos de recolha, desde a fonte até ao destino final.

De uma forma mais descritiva: numa primeira fase a água da lavagem, proveniente de um furo (1), cai no primeiro tanque (2) onde acontece a primeira separação de sólidos recorrendo a uma grade/grelha que retém sólidos de maiores dimensões, de quantidade estimada em 2 m³/semana. Daqui segue para um segundo tanque (3), de dimensões mais reduzidas, dividido ao meio de forma a obrigar a água a passar através de uma rede com perfurações mais reduzidas retendo sólidos mais pequenos, aproximadamente 400 L/semana de sólidos e areias. O circuito continua para outro tanque provido de um tambor perfurado (4) onde ocorre uma terceira filtração e onde a água fica retida até atingir um determinado volume no tanque. Quando esse volume é atingido a água é bombeada para o sistema de separação de hidrocarbonetos (5), onde os óleos e as gorduras provenientes dos veículos ficam retidas. Finalmente a água

segue para um último tanque (6) onde fica retida até atingir um determinado volume que depois é bombeado para a rede de saneamento público. É neste último tanque que se fazem as recolhas para análise, e para as alimentações dos reactores.

Relativamente ao caudal, e uma vez que este é bastante descontínuo ao longo do dia, pois depende das lavagens e da forma como estas estão a ocorrer, apenas se sabe que através do sistema passa um caudal de aproximadamente  $20 \text{ m}^3/\text{d}$ .

## ANEXO III

### **Guião tipo para a elaboração do Manual de Boas Práticas**

Introdução (Referência a normas legais e de certificação)

Justificação

Objectivos

1 – Identificação da Empresa

1.1 – Missão

1.2 – Endereço

1.3 – Nome do responsável técnico

1.4 – Horário de funcionamento

1.4 – Serviços prestados

2 – Recursos Humanos

- nº de colaboradores.
- nº de colaboradores por sector
- qualificação dos colaboradores

2.1 – Método utilizado para formação e treino dos colaboradores, relativo a higiene pessoal e higiene na manipulação dos produtos e equipamentos. (Identificar o responsável)

- Frequência da realização

2.2 – Avaliação médica (Profissional ou estabelecimento responsável )

2.3 – Procedimento para uso de uniformes ou vestuário apropriado à função

2.4 – Procedimento para a alimentação do pessoal

2.5 – Procedimento utilizado em relação a segurança do trabalho

(POP- procedimento escrito – responsável)

3 – Condições Ambientais

3.1 – internas.

(Exemplos: Ventilação, Iluminação, Temperatura, Poluição sonora , etc.)

3.2 – externas

(Engloba a descrição das áreas envolventes tais como: Vias de acesso, Condições de salubridade e Condições urbanas.)

4 – Instalações sistemas: sistema de ventilação, sistema de água, saneamento etc.

(POP- procedimento escrito – responsável)

4. 1– sistema de esgoto

4.2 – sistema elétricos e de iluminação

4.3 – controlo da temperatura ambiente

4.4 – resíduos e efluentes

5 – Equipamentos

5.1 – Relacionar os equipamentos existentes e suas especificações (Descrever o processo de manutenção dos equipamentos e respectivo controle)

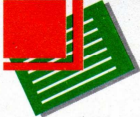
POP – Procedimento escrito – responsável

- Manutenção (Periodicidade)
- Limpeza e desinfecção (Periodicidade)
- Controlo de pragas

6 – Controle de Qualidade (Monitorização e informações sobre os métodos e procedimentos utilizados no controle de todo o processo)


## ANEXO IV

## Folha de análises pelo Laboratório da SERURb



**SERURb**  
LABORATÓRIO

SERURb (Matosinhos) Serviços Urbanos, S.A.  
Lugar da Pinguela 4460-793 Custóias Matosinhos  
tel.: 229 436 040 • fax: 229 436 049



**IPAC**  
acreditação  
L0335  
Ensaíais

**RELATÓRIO DE ENSAIO N.º 2247-07**

**IDENTIFICAÇÃO DO CLIENTE**  
**Nome:** SUMA - Serviços Urbanos e Meio Ambiente, S.A.  
**Morada:** Zona Ind. Taboeira, Lt.51 Ap.3015  
3801-101 Aveiro  
**Contacto:** Eng.ª Angela Vieira

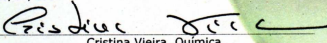
**IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA**  
**Ref.ª da Amostra:** 2247-07  
**Resp. da amostragem:** Cliente  
**Tipo de Amostra:** Água Residual  
**Sistema:** Não referido  
**Designação da Amostra:** Reactor 1 - AVE/07  
**Amostragem em:** 05-04-2007  
**Recepção em:** 05-04-2007  
**Início da análise:** 05-04-2007  
**Fim da análise:** 24-04-2007

**RESULTADOS**

Parâmetro	Unidades	Método de ensaio	Valor	VMA
Azoto Amoniacal	mg/l NH4	SMEWW 4500 C	<6	---
<sup>1</sup> Carência Bioquímica de Oxigénio	mg/l O2	SMEWW 5210 B	<5	---
Carência Química de Oxigénio	mg/l O2	SMEWW 5220 D	25	---
<sup>1,3</sup> Substâncias Tensioactivas	ug/l sulf.laur.sódio	PT44	<200	---
Fósforo	mg/l P	SMEWW 4500 E	0,31	---
<sup>1,3</sup> Óleos e Gorduras	mg/l	PT38	<2,5	---
pH (Temperatura de Leitura)	°C	-	18	---
pH	Escala Sorensen	SMEWW 4500 B	7,9	---
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	SMEWW 2540 D	7	---
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/l	SMEWW 2540 E	<5	---

**Notas:** <sup>1</sup> O ensaio assinalado não está incluído no âmbito da acreditação. <sup>2</sup> O ensaio assinalado foi subcontratado e não é acreditado.  
<sup>3</sup> O ensaio assinalado foi subcontratado e é acreditado. a) Não foi efectuada a determinação devido às características microbiológicas da água. A amostragem efectuada não se encontra incluída no âmbito da acreditação. Os resultados expressos na forma <X são inferiores ao limite de quantificação do método. \* O resultado assinalado não respeita o(s) limite(s) respectivo(s)  
VMA - Valor Máximo Admissível  
**Apreciação:**

Data de emissão: 26/04/2007

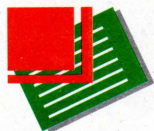
A Responsável do Laboratório:   
Cristina Vieira, Química

Mod. 060-5

Este boletim não pode ser parcialmente reproduzido sem autorização por escrito dada pela Direcção do nosso laboratório. Os resultados referem-se exclusivamente às amostras recebidas e ensaiadas. Qualquer extrapolação é da exclusiva responsabilidade do cliente.

Pág. 1 / 1





**SERURb**  
LABORATÓRIO

SERURb (Matosinhos) Serviços Urbanos, S.A.  
Lugar da Pinguela 4460-793 Custóias Matosinhos  
tel.: 229 436 040 • fax: 229 436 049

**IPAC**  
acreditação

L0335  
Ensaios

## RELATÓRIO DE ENSAIO N.º 2248-07

### IDENTIFICAÇÃO DO CLIENTE

**Nome:** SUMA - Serviços Urbanos e Meio Ambiente, S.A.

**Morada:** Zona Ind. Taboeira, Lt.51 Ap.3015

3801-101 Aveiro

**Contacto:** Eng.ª Angela Vieira

### IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA

**Ref.ª da Amostra:** 2248-07

**Amostragem em:** 05-04-2007

**Resp. da amostragem:** Cliente

**Recepção em:** 05-04-2007

**Tipo de Amostra:** Água Residual

**Início da análise:** 05-04-2007

**Sistema:** Não referido

**Fim da análise:** 24-04-2007

**Designação da Amostra:** Reactor 2 - AVE/07

### RESULTADOS

Parâmetro	Unidades	Método de ensaio	Valor	VMA
Azoto Amoniacal	mg/l NH <sub>4</sub>	SMEWW 4500 C	<6	---
<sup>1</sup> Carência Bioquímica de Oxigénio	mg/l O <sub>2</sub>	SMEWW 5210 B	<5	---
Carência Química de Oxigénio	mg/l O <sub>2</sub>	SMEWW 5220 D	21	---
<sup>1,3</sup> Substâncias Tensioactivas	ug/l sulf.laur.sódio	PT44	<200	---
Fósforo	mg/l P	SMEWW 4500 E	0,24	---
<sup>1,3</sup> Óleos e Gorduras	mg/l	PT38	<2,5	---
pH (Temperatura de Leitura)	°C	-	18	---
pH	Escala Sorensen	SMEWW 4500 B	7,7	---
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	SMEWW 2540 D	<5	---
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/l	SMEWW 2540 E	<5	---

**Notas:** <sup>1</sup> O ensaio assinalado não está incluído no âmbito da acreditação. <sup>2</sup> O ensaio assinalado foi subcontratado e não é acreditado. <sup>3</sup> O ensaio assinalado foi subcontratado e é acreditado. a) Não foi efectuada a determinação devido às características microbiológicas da água. A amostragem efectuada não se encontra incluída no âmbito da acreditação. Os resultados expressos na forma <X são inferiores ao limite de quantificação do método. \* O resultado assinalado não respeita o(s) limite(s) respectivo(s)

VMA - Valor Máximo Admissível

**Apreciação:**

Data de emissão: 26/04/2007

A Responsável do Laboratório:

Cristina Vieira, Química

Mod. 060-5

Este boletim não pode ser parcialmente reproduzido sem autorização por escrito dada pela Direcção do nosso laboratório. Os resultados referem-se exclusivamente às amostras recebidas e ensaiadas. Qualquer extrapolação é da exclusiva responsabilidade do cliente.

Pág. 1 / 1